

VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS

Vigilija CIDZIKIENĖ

**RADIONUKLIDŲ SKLAIDOS TYRIMAI  
IR VERTINIMAS PLANUOJAMOS  
ATOMINĖS ELEKTRINĖS APLINKOJE**

DAKTARO DISERTACIJA

TECHNOLOGIJOS MOKSLAI,  
APLINKOS INŽINERIJA (04T)



Vilnius LEIDYKLA TECHNICA 2014

Disertacija rengta 2010–2014 metais Vilniaus Gedimino technikos universitete.

### **Mokslinis vadovas**

doc. dr. Raselė GIRGŽDIENĖ (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, aplinkos inžinerija – 04T).

Vilniaus Gedimino technikos universiteto Aplinkos inžinerijos mokslo krypties disertacijos gynimo taryba:

### **Pirmininkas**

prof. habil. dr. Donatas BUTKUS (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, aplinkos inžinerija – 04T).

### **Nariai:**

dr. Evelina BRANNVALL (Lulea technikos universitetas, aplinkos inžinerija – 04T),

prof. habil. dr. Robert MOKRIK (Vilniaus universitetas, geologija – 05P),

prof. habil. dr. Dmitrijus STYRO (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, aplinkos inžinerija – 04T),

prof. dr. Valentinas ŠAULYS (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, aplinkos inžinerija – 04T).

Disertacija bus ginama viešame Aplinkos inžinerijos mokslo krypties disertacijos gynimo tarybos posėdyje **2015 m. sausio 5 d. 10 val.** Vilniaus Gedimino technikos universiteto senato posėdžių salėje.

Adresas: Saulėtekio al. 11, LT-10223 Vilnius, Lietuva.

Tel. (8 5) 274 4956; faksas (8 5) 270 0112; el. paštas doktor@vgtu.lt

Pranešimai apie numatomą ginti disertaciją išsiųsti 2014 m. gruodžio 4 d.

Disertaciją galima peržiūrėti interneto svetainėje <http://dspace.vgtu.lt/> ir Vilniaus Gedimino technikos universiteto bibliotekoje (Saulėtekio al. 14, LT-10223 Vilnius, Lietuva).

VGTU leidyklos TECHNIKA 2292-M mokslo literatūros knyga

ISBN 978-609-457-741-3

© VGTU leidykla TECHNIKA, 2014

© Vigilija Cidzikienė, 2014

*vigilija.c@gmail.lt*

VILNIUS GEDIMINAS TECHNICAL UNIVERSITY

Vigilija CIDZIKIENĖ

# INVESTIGATIONS AND EVALUATION OF RADIONUCLIDE MIGRATION AT PLANNED NEW NUCLEAR POWER PLANT SITE

DOCTORAL DISSERTATION

TECHNOLOGICAL SCIENCES,  
ENVIRONMENTAL ENGINEERING (04T)



Vilnius LEIDYKLA  
TECHNIKA 2014

Doctoral dissertation was prepared at Vilnius Gediminas Technical University in 2010–2014.

### **Scientific Supervisor**

Assoc Prof Dr Raselė GIRGŽDIENĖ (Vilnius Gediminas Technical University, Environmental Engineering – 04T).

The Dissertation Defence Council of Scientific Field of Environmental Engineering of Vilnius Gediminas Technical University:

### **Chairman**

Prof Dr Habil Donatas BUTKUS (Vilnius Gediminas Technical University, Environmental Engineering – 04T).

### **Members:**

Dr Evelina BRANNVALL (Lulea Technical University, Environmental Engineering – 04T),

Prof Dr Habil Robert MOKRIK (Vilnius University, Geology – 05P),

Prof Dr Habil Dmitrijus STYRO (Vilnius Gediminas Technical University, Environmental Engineering – 04T),

Prof Dr Valentinas ŠAULYS (Vilnius Gediminas Technical University, Environmental Engineering – 04T).

The dissertation will be defended at the public meeting of the Dissertation Defense Council of Environmental Engineering in the Senate Hall of Vilnius Gediminas Technical University at **10 a. m. on 5 January 2015.**

Address: Saulėtekio al. 11, LT-10223 Vilnius, Lithuania.

Tel.: +370 5 274 4956; fax +370 5 270 0112; e-mail: doktor@vgtu.lt

A notification on the intend defending of the dissertation was send on 4 December 2014.

A copy of the doctoral dissertation is available for review at the Internet website <http://dspace.vgtu.lt/> and at the Library of Vilnius Gediminas Technical University (Saulėtekio al. 14, LT-10223 Vilnius, Lithuania).



# Reziumė

Disertacijoje nagrinėjama radionuklidų migracija požeminiame vandenyje planuojamos atominės elektrinės teritorijoje. Planuojamos AE teritorijoje indikatoriniu metodu, nustatyta: požeminio vandens tėkmių kryptis ir greitis, efektyvus grunto poringumas ir aplinkos dispersiškumas. Žymikliais pasirinkti druska (NaBr) ir fluorescuojanti medžiaga (uraninas). Eksperimento metu gauti duomenys panaudoti FEFLOW kompiuterine modeliavimo programa modeliuojant radionuklidų ( $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{14}\text{C}$ ) migracijas požeminiame (gruntiniame ir spūdiniam) vandenyje. Darbe nagrinėjama radionuklidų, esančių statybiniame lauke (iš ankstesnės IAE veiklos) ir dirvožemyje galimas poveikis požeminiams vandenims planuojamoje AE aikštelėje.

Pirmajame skyriuje apibrėžiamas tyrimo objektas – planuojamos AE aikštelė. Literatūros apžvalgoje aptariami pagrindiniai radionuklidų šaltiniai, aprašomi radionuklidai susidarantys branduolinių objektų aplinkose. Detaliai aprašomi žymikliai, naudojami vertinant hidrogeologinius parametrus (vandens tėkmių kryptį ir greitį, dispersijos koeficientą ir kt.). Skyriuje tiriamas ankstesnės AE poveikis aplinkai.

Antrajame disertacijos skyriuje aprašomas indikatorinis metodas, vandens ėminių metodika, naudojami prietaisai, jų veikimo principas, fluorimetriniai tyrimai, cheminė analizė. Skyriuje pateikiami tričio savitojo aktyvumo nustatymo skystųjų scintiliatorių beta spektrometrijos bei statybinio lauko bandinių tūrinio aktyvumo nustatymo gama spektrometru metodai. Pateikiami kompiuterinių programų FEFLOW ir CXTFIT aprašymai.

Trečiajame skyriuje apžvelgiamos pagrindinės geofizinės sąlygos planuojamos AE aikštelėje, pateikiami indikatoriniu metodu nustatyti hidrogeologinių parametrų rezultatai. Analizuojama, kokie procesai galėjo nulenti indikatoriniu metodu gautus eksperimentinius rezultatus, rezultatai lyginami su bandomojo išpumpavimo tyrimo rezultatais. Pateikiami tričio tūrinio aktyvumo požeminiame vandenyje ir statybinio lauko bandinių spektrometrinių tyrimų rezultatai, analizuojamas statybiniame lauke esančių radionuklidų poveikis požeminiams vandenims. FEFLOW kompiuterine modeliavimo programa sudarytas prognozinis radionuklidų ( $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{14}\text{C}$ ) sklaidos požeminiame vandenyje modelis planuojamos AE aikštelėje.

# Abstract

During research the migration of radionuclides in groundwater at planned nuclear power plant territory was analyzed. The groundwater flow direction and velocity, effective porosity and environmental dispersivity was estimated using tracer method in the target area of the planned NPP. The salt (NaBr) and fluorescent substance (uranine) were selected as tracers. The radionuclides ( $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{14}\text{C}$ ) migration in groundwater was modeled with FEFLOW simulation modeling program. The research work explores influence of building material (from previous NPP) and soil to groundwater.

In the the first chapter of the thesis defined the research object – the planned NPP territory. The task of review is to provide the main radioactive sources, which radionuclides are formed in the NNP territory. The tracer method are described in detail. The method used to estimate the hydrogeological parameters (water flow direction and velocity, dispersion coefficient, and so on.). The chapter analyzes the environmental impact of the previous NPP.

In the the second chapter presented a tracer and water sampling methodologies, instruments used for tracer experiment and their principles of operation, kinetic fluorimetric measurements, the chemical analysis. The determination of tritium activity with beta liquid scintillation spectrometry was presented also. There was described the gamma-spectrometry method and computer programs (FEFLOW and CXTFIT) used for research work.

In the third chapter was submitted the situation of NPP territory, geophysical conditions, the hydrogeological parameters results were indentified by tracer method. It was analyzed processes which could affect the tracer experiment results, the tracer experiment results was compared with the pumping test results. Presented tritium volumetric activity in groundwater and spectroscopy measurements results. There was analyzed the influence of building material for groundwater. FEFLOW computer simulation program was applied to predict the migration of radionuclides ( $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{14}\text{C}$ ) in groundwater.

---

# Žymėjimai

## Simboliai

$a_{Ra}$ ,  $a_{Th}$ ,  $a_K$  – atitinkamai  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  ir  $^{40}\text{K}$  savitieji aktyvumai statybinėse medžiagose, Bq/kg;

$C$  – vandenyje ištirpusio komponento koncentracija, mg/l;

$C_B$  – foninė druskų žymiklio koncentracija vandenyje, (mg/l) arba radioaktyvių žymiklių aptikimo riba, Bq/l;

$C_1^R$ ,  $C_2^R$ ,  $C_3^R$  – nustatytos ribinės koncentracijos  $C$  reikšmės;

$C_m^w$  – išsiurbimo (įpumpavimo) koncentracija pavieniame gręžinyje, m;

$D_{ij}$  – hidrodinaminės dispersijos faktorius;

$D_{MD}$  – molekulinės difuzijos faktorius;

$D_{HD}$  – hidrodispersijos faktorius;

$f_i$  – koeficientas, liminuojantis bendrą apšvitą;

$^3\text{H}$  – tritis – radioaktyvus vandenilio izotopas, turintis branduolyje 1 protoną ir 2 neutronus, Bq/l;

$h$  – požeminio vandens pjezometrinis lygis, m;

$h_a$ ,  $h_b$  – hidraulinis gradientas (vandens lygio taškuose  $a$  ir  $b$  skirtumui);

$I$  – aktyvumo rodiklis;

$\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$  spinduliai – branduoliai, skleidžiantys jonizuojančias alfa, beta daleles arba gama elektromagnetines bangas;

$^{40}\text{K}$  – kalis;

$k$  – filtracijos koeficientas, m/s;

$K_d$  – pasiskirstymo koeficientas, m/s;

$L$  – atstumas tarp injekcinio ir stebimojo gręžinio, m;

$M$  – masė, kg;

$m$  – vidutinis storis vandeningo sluoksnio, m;

$\lambda$  – radioaktyviojo skilimo konstanta,  $\text{s}^{-1}$ ;

$P_D$  – dispersija,  $\text{m}^2/\text{d}$ ;

$^{226}\text{Ra}$  – radis (radionuklidas), turintis branduolyje 88 protonus ir 138 neutronus;

$S$  – jautrumo faktorius;

$S_K$ ,  $S_{Ra}$  ir  $S_{Th}$  – atitinkamai  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  ir  $^{232}\text{Th}$  savitojo aktyvumo vertės statybinėse medžiagose, Bq/kg;

$S_s$  – vandengrąžos faktorius;

$s$  – gręžinio vandens foninis matavimas,  $\mu\text{g/l}$ ;

$s_b$  – foninių gręžinio vandens matavimų vidurkis,  $\mu\text{g/l}$ ;

$^{232}\text{Th}$  – toris, cheminis periodinės elementų lentelės elementas, eilės numeris 90;

$TV$  – tričio vienetas;

$t$  – laikas, s;

$C_B$  – foninė medžiagos koncentracija,  $\text{mg/l}$ ;

$t_0$  – vandens mėginių ėmimo pradžia, s;

$t_{max}$  – maksimalios cheminio žymiklio koncentracijos migracijos laikas, s;

$v$  – cheminio žymiklio pernašos greitis,  $\text{m/d}$ ;

$v_t$  – požeminio vandens tekėjimo uolienų poromis ir plyšiais greitis,  $\text{m/d}$ ;

$V_w$  – vandens tūris,  $\text{m}^3$ ;

$q_{nc}$  – vidutinis masės srautas (teigiamas iškrovos kryptimi),  $\text{m/s}$ ;

$\bar{q}_{nc}$  – vertikalusis vidutinis normalinis masės srautas (teigiamas iškrovos kryptimi),  $\text{m/s}$ ;

$q_C^R, \bar{q}_C^R$  – nustatytas dispersinės dalies normalinis ribinis masės srautas,  $\text{m/s}$ ;

$q_C^{R^+}, \bar{q}_C^{R^+}$  – nustatytas visas (konvekcinis + dispersinis) normalinis ribinis masės srautas,  $\text{m/s}$ ;

$Q_m^w$  – debitas,  $\text{m}^3/\text{s}$ ;

$\Phi_C^{in}, \Phi_C^{out}$  – masės atnešimo ir išnešimo kryptiniai faktoriai;

$\bar{\Phi}_C^{in}, \bar{\Phi}_C^{out}$  – nuo gylio priklausomi masės atnešimo ir išnešimo faktoriai;

$Q_C^w$  – masės srauto gręžinyje funkcija;

$\Phi_C, \bar{\Phi}_C$  – masės pernašos faktoriai (išplovimo parametrai);

$x_i$  – atstumas pagal atitinkamos Dekarto koordinatės ašį, m;

$x_i^m$  – vienetinio gręžinio  $m$  koordinatė;

$w$  – skerspjūvio plotas,  $\text{m}^2$ ;

$\sigma$  – foninių matavimų standartinis nuokrypis.

## Santrumpos

A – tūrinis aktyvumas – bandinio aktyvumo ir pilnutinio jo tūrio santykis,  $\text{Bq/m}^3$ ; tričio atveju eksperimentinių matavimų rezultatai dažnai išreiškiami tričio vienetais, 1 TV atitinka  $118 \text{ Bq/m}^3$  tūrinį aktyvumą;

abs. a. – absoliutinis aukštis Baltijos aukščių sistemoje, m;

ABWR (angl. *Advanced Boiling Water Reactor*) – pažangusis verdančio vandens reaktorius;

AE – atominė elektrinė;

AM – LR aplinkos ministerija;

AP-600 (angl. *Advanced Pressurized Water Reactor*) – pažangusis suslėgto vandens reaktorius, suprojektuotas gaminti 600 MW elektros energijos ir yra priskiriamas III kartos reaktoriams;

AP-1000 (angl. *Advanced Pressurized Water Reactor*) – pažangusis suslėgto vandens reaktorius, suprojektuotas gaminti 1117 MW elektros energijos ir yra priskiriamas III+ kartos reaktoriams;

BEO – branduolinės energetikos objektai;

DCD (Design control documentation) – skirtingų tipų reaktorių projektavimo dokumentai;

ČAE – Černobylio atominė elektrinė;

DLA – didžiausias leidžiamas radionuklidų aktyvumas;

EPR (angl. *European Pressurized Reactor*) – europietiškas suslėgto vandens reaktorius. Šis III+ kartos reaktorius yra skirtas gaminti iki 1600 MW elektros energijos;

ESBWR (angl. *Economic Simplified Boiling Water Reactor*) – ekonomiškai supaprastintas verdančio vandens reaktorius, kuris yra III+ kartos;

FBA (angl. *Fluorobenzoic Acid*) – fluoro benzenkarboksi rūgštis;

FEFLOW (angl. *Finite Element Subsurface flow and Transport Simulation System*) – požeminio vandens tėkmių ir priemaišų pernašos modeliavimo kompiuterinė programa;

Gr. – gręžinys;

HN – higienos norma;

IAE – Ignalinos atominė elektrinė;

INES – tarptautinė branduolinių įvykių skalė;

LDG – lygiavertė dozės galia, nSv/val;

LOD – uranino žemutinė aptikimo riba;

LPBKS – laikino naudojimo branduolinio kuro, išimto iš 1-ojo ir 2-ojo energijos bloko, saugykla;

NISA (angl. *Nuclear Industry Safety Agency of Japan*) – Japonijos branduolinio saugumo agentūra;

PAV – poveikio aplinkai vertinimas;

PBKS – panaudoto branduolinio kuro saugykla;

PLKS – panaudoto laikino kuro saugykla;

RSC – Radiacinės saugos centras;

SAM – Sveikatos apsaugos ministerija;

STUK – Radiacijos ir branduolinės saugos tarnybos leidinys apie radiologinius tyrimus Suomijoje;

TATENA – Tarptautinė atominės energijos agentūra;

VAE – Visagino atominė elektrinė (planuojama nauja atominė elektrinė);

WWER (angl. *Water–Water Power Reactor*) – pažangusis suslėgto vandens reaktorius.



---

# Turinys

IVADAS.....	1
Problemos formulavimas .....	1
Darbo aktualumas .....	2
Tyrimų objektas .....	3
Darbo tikslas .....	3
Darbo uždaviniai .....	4
Tyrimų metodika.....	4
Darbo mokslinis naujumas.....	4
Darbo rezultatų praktinė reikšmė.....	5
Ginamieji teiginiai .....	5
Darbo rezultatų aprobavimas .....	5
Disertacijos struktūra .....	7
Padėka .....	7
1. GAMTINĖS IR DIRBTINĖS KILMĖS RADIONUKLIDAI ATOMINIŲ ELEKTRINIŲ APLINKOSE .....	9
1.1. Gamtinės kilmės radionuklidai .....	10
1.2. Dirbtinės kilmės radionuklidai .....	12
1.3. Radionuklidai dirvožemyje ir grunte.....	13
1.4. Radionuklidai statybinėse medžiagose .....	22
1.5. Radionuklidų susidarymas branduolinio kuro ciklo metu.....	25

1.6. Radionuklidų pateikimas iš atominių elektrinių į vandens telkinius.....	27
1.7. Hidrogeologinių parametrų nustatymas indikatoriniu metodu ir hidrogeologiniai modeliai .....	40
1.8. Pirmojo skyriaus išvados ir disertacijos uždavinių formulavimas.....	54
2. RADIONUKLIDŲ AKTYVUMO NUSTATYMO IR SKLAIDOS MODELIAVIMO METODIKA .....	57
2.1. Hidrogeologinių parametrų nustatymas indikatoriniu metodu planuojamos atominės elektrinės aikštelėje .....	58
2.2. Tričio savitojo aktyvumo požeminiame vandenyje nustatymas .....	72
2.3. Radionuklidų savitojo aktyvumo statybinio laužo bandiniuose nustatymas .....	78
2.4. Modeliavimo principai ir kompiuterinių programų FEFLOW ir CXTFIT taikymo metodai .....	83
2.5. Antrojo skyriaus išvados.....	91
3. RADIONUKLIDŲ AKTYVUMAS IR SKLAIDA PLANUOJAMOS ATOMINĖS ELEKTRINĖS APLINKOJE .....	93
3.1. Planuojamos atominės elektrinės aikštelės pagrindinės geofizinės sąlygos .....	94
3.2. Hidrogeologinių parametrų nustatymas planuojamos atominės elektrinės aikštelėje .....	98
3.3. Radionuklidų aktyvumas statybiniame lauže ir požeminiame vandenyje planuojamos atominės elektrinės aikštelėje.....	128
3.4. Radionuklidų pernašos ir požeminio vandens tėkmių modelis .....	136
3.5. Trečiojo skyriaus išvados .....	155
BENDROSIOS IŠVADOS .....	157
REKOMENDACIJA .....	158
LITERATŪRA IR ŠALTINIAI.....	159
AUTORIAUS MOKSLINIŲ PUBLIKACIJŲ DISERTACIJOS TEMA SĄRAŠAS ..	175
SUMMARY IN ENGLISH.....	177
PRIEDAI <sup>1</sup> .....	191
A priedas. Bendraautorių sutikimai teikti publikacijų medžiagą disertacijoje .....	192
B priedas. Autoriaus mokslinių publikacijų disertacijos tema kopijos .....	198

---

<sup>1</sup>Priedai pateikiami pridėtoje kompaktinėje plokštelėje



---

# Contents

INTRODUCTION.....	1
Formulation of the Problem .....	1
Relevance of the Thesis .....	2
The Object of Research .....	3
The Aim of the Thesis .....	3
The Objectives of the Thesis .....	4
Methods of Research .....	4
Scientific Novelty of the Thesis.....	4
Practical Significance of Achieved Results .....	5
Defended Statments.....	5
Approval of the Research Results .....	5
Structure of the Thesis .....	7
Acknowledgement .....	7
1. NATURAL AND ARTIFICIAL RADIONUCLIDES AT NUCLEAR POWER PLANT AREA .....	9
1.1. The Natural Radionuclides .....	10
1.2. The Artificial Radionuclides.....	12
1.3. Radionuclides in the Soil.....	13
1.4. Radionuclides in the Building Material.....	22
1.5. Radionuclides Releases of the Nuclear Fuel Cycle .....	25
1.6. Radionuclides Effusion from Nuclear Power Plant to the Water .....	27
1.7. Hydrogeological Parameters Determination Using Tracer Method, Hydrogeological Models .....	40
1.8. Conclusions of Chapter 1 and Dissertation Fomulation.....	54

2. RESEARCH METHODOLOGY OF RADIONUCLIDE ACTIVITY AND MIGRATION MODELLING .....	57
2.1. Hydrogeological Parameters Determination Using Tracer Method.....	58
2.2. Determination of Tritium Activity in Groundwater.....	72
2.3. Determination of Radionuclides in Building Material.....	78
2.4. FEFLOW and CXTFIT Modeling Principles and Methods of Application .....	83
2.5. Conclusions of Chapter 2.....	91
3. RADIONUCLIDE ACTIVITY AND MIGRATION AT PLANNED NUCLEAR POWER PLANT SITE .....	93
3.1. Geophysical Conditions of the Planned Nuclear Power Plant Site.....	94
3.2. Hydrogeological Parameters of the Planned Nuclear Power Plant Site .....	98
3.3. Radionuclides Effects to Groundwater at Planned Nuclear Power Plant Site..	128
3.4. Resultsof Groundwater Flow and Radionuclides Migration. ....	136
3.5. Conclusions of Chapter 3.....	155
GENERAL CONCLUSIONS .....	157
RECOMENDATION .....	158
REFERENCES .....	159
LIST OF PUBLICATIONS BY THE AUTHOR ON THE TOPIC OF THE DISSERTATION .....	175
SUMMARY IN ENGLISH.....	177
ANNEXES <sup>1</sup> .....	191
Annex A. The Co-authors Consents to Present Publications for the Dissertation Defence .....	192
Annex B. Copies of Scientific Publications by the Author on the Topic of the Dissertation.....	198

---

<sup>1</sup>The annexes are supplied in the enclosed compact disk

---

# Įvadas

## Problemos formulavimas

Radionuklidų patekimas į aplinką yra visų branduolinės energetikos ciklo grandžių aktuali problema. Didžiausi radionuklidų kiekiai į aplinką pateko per 1986 m. Černobylio AE avariją ir 2011 m. per cunamio sukeltą Fukušimos AE avariją. TATENA (2011) duomenimis 2011 m. balandžio 12 d. Japonijos branduolinės ir pramonės saugos agentūra (Nuclear Industry Safety Agency of Japan (NISA)) Fukušima įvykiui suteikė laikiną 7 lygį pagal Tarptautinę branduolinių įvykių skalę (INES). Iki tol toks lygis buvo suteiktas tik 1986 m. Černobylio AE avarijai. NISA skaičiavimu, per Fukušimos AE avariją į atmosferą pateko 10 % mažiau radioaktyviųjų medžiagų, lyginant su Černobylio AE avarija (TATENA, 2011). (John *et al.* 2012) nurodo, kad Europą po Fukušimos AE avarijos pasiekė 1 % radioaktyviosios taršos. Radioaktyviosios taršos neigiamas poveikis žmonių sveikatai gali būti trumpalaikis ir ilgalaikis (John *et al.* 2011). Siekiant prognozuoti galimą jonizuojančiosios spinduliuotės poveikį aplinkai bei gyventojų sveikatai, būtina įvertinti esamą bei galimą apšvitą, atsižvelgiant į parametrų kaitą ir neapibrėžtumus, nustatant vidutines bei maksimalias apšvitos vertes.

Radioaktyvi tarša iš veikiančių atominių elektrinių, branduolinių atliekų saugyklų ir kitos su branduoline energetika susijusios pramonės didina požeminio vandens užterštumo lygį. Požeminio vandens tarša radioaktyviomis medžiagomis dažniausiai būna lokali ir epizodinė, o vidutinės metinės radionuklidų koncentracijos retai kada viršija didžiausią leidžiamą radionuklidų aktyvumą (DLA). Lokali tarša radionuklidų šaltiniai yra branduolinio kuro paruošimo ir apdorojimo įmonės, ypač tos, kuriose kreipiamas nepakankamas dėmesys skystųjų nuotėkų valymui. Ypač didelis pavojus kyla aplinkai ir žmonių sveikatai, tada kai aplinka (taip pat ir požeminis vanduo) užteršiama radionuklidais ne tik lokaliai, bet ir globaliu mastu. Prie globalaus masto šaltinių priskirti branduolinio ginklo bandymai atmosferoje, avarijos AE (Černobylio, Fukušimos AE) ir kt.

Valstybėse, kuriose yra branduolinės energetikos objektai, saugos klausimai yra ypač aktualūs. Siekiant išvengti taršos radionuklidais, išmetimai į aplinką iš normaliu režimu veikiančių branduolinės energetikos objektų yra griežtai reglamentuoti tarptautiniu mastu (TATENA 2003).

Tam, kad būtų įvertintas galimas požeminio vandens radioaktyviosios taršos mastas, yra atliekami tyrimai ir sudaromos įvairių scenarijų radioekologinių padarinių prognozės, modeliuojant radionuklidų migraciją požeminiame vandenyje. Šiuo metu gausu matematinio modeliavimo priemonių, leidžiančių prognozuoti vandens ir jame esančių priemaišų pernašą, tačiau dažnai išlieka modelio kalibravimo ir vertifikavimo, tikslų hidrogeologinių parametrų nustatymo, pagal eksperimentinius duomenis klausimas, ypač tuomet, kai nagrinėjami prognoziniai scenarijai dar tik planuojamiems statyti objektams.

## Darbo aktualumas

Mokslinėje literatūroje nurodyta, kad užtikrinant branduolinės energetikos objektų atominių elektrinių, radioaktyviųjų atliekų kapinynų ir kt. saugą jų projektavimo, statybos ar eksploatacijos metu yra labai svarbu tinkamai ištirti ir įvertinti vietovės sąlygas, stebėti aplinką, atlikti prognozes vertinimus (Cadini *et al.* 2010; Winkelmann *et al.* 1990). Lietuvoje AE planuojama statyti šalia anksčiau veikusios IAE, panaudoto branduolinio kuro saugyklos, planuojamo trumpaamžių mažo ir vidutinio aktyvumo radioaktyviųjų atliekų atliekyno, todėl ypač svarbu ištirti gamtinę, kartu ir geologinę aplinką. (Andričević *et al.* 1994) darbuose teigiama, kad hidrogeologiniai parametrai tiesiogiai gali daryti įtaką radionuklidų pernašos procesams, todėl ypač aktualu nustatyti tiriamos vietovės tikslus hidrogeologinius parametrus. Šiam tikslui pasiekti taikomi skirtingi metodai. Vienas iš tokių hidrogeologijos metodų yra indikatorinis metodas, kuris pasaulinėje mokslo praktikoje (Šveicarija, Vokietija,

JAV ir kt.) yra plačiai taikomas, branduolinių objektų aplinkoje – tai nauja sritis. Indikatoriniais metodais galima nustatyti ne vieną hidrogeologinį parametą: požeminio vandens tėkmių kryptį ir greitį, grunto poringumą, uolienu filtracijos koeficientą bei aplinkos dispersiškumą (Cook *et al.* 2000; Forrer *et al.* 2000). Indikatoriniai metodai lyginant su laboratoriniais hidrogeologiniais parametru nustatymo metodais, yra tikslesni, tačiau reikalauja daug bei periodinių eksperimentinių lauko darbų. Darbe pasirinkta hidrogeologinius parametrus nustatyti indikatoriniu metodu.

FEFLOW modeliavimo programa sudarant prognozinį radionuklidų sklaidos modelį planuojamos AE aikštelėje svarbu žinoti, kaip skiriasi radionuklidų migracija požeminiame vandenyje, kai radionuklidų savybės skirtingos, todėl buvo pasirinkti mobilūs, skirtingų fizikinių ir cheminių savybių radionuklidai ( $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{14}\text{C}$ ). Radionuklidų migracija galima horizontali ir vertikali. Darbe vertinama horizontali migracija, radionuklidų aktyvumo modelinės kaitos stebėjimui pasirinktas modelinis stebėjimo taškas, kuris yra gruntiniame (1–3 m gylyje) ir spūdiname (4–27 m gylyje) vandeningame sluoksnyje.

Planuojamoje AE aikštelėje yra likusio statybinio laužo (iki 10 m gylio). Aikštelėje buvo pradėtas statyti IAE trečiasis blokas, taip pat iš dalies išbetonuota ketvirtojo bloko pamatinė plokštė. Trečiojo bloko gelžbetonio konstrukcijos buvo išardytos iki 1 m gylio ir supiltos į krūvą netoli planuojamos AE aikštelės. Aikštelėje liko masyvios gelžbetonio konstrukcijos (pamatai, sienų konstrukcijos ir kitų statinių liekanos), siekiančios apie 10 m gylį. Statybinėse medžiagose paprastai yra gamtinių radionuklidų:  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  ir jų skilimo produktų bei  $^{40}\text{K}$ . Kai kada statybinėse medžiagose ir statybos produktuose aptinkamas  $^{137}\text{Cs}$ . Planuojamos AE aikštelėje statybinis laužas yra arti gruntinio vandens, todėl aktualu nustatyti radionuklidų, ypač  $^{137}\text{Cs}$ , aktyvumą statybiniame lauže ir įvertinti jo daromą įtaką požeminiam vandeniui.

## Tyrimų objektas

Tyrimų objektas – radionuklidų sklaidai įtakos turintys veiksniai planuojamos atominės elektrinės aplinkoje.

## Darbo tikslas

Šio darbo tikslas – patikslinus požeminio vandens tėkmių parametrus įvertinti radionuklidų sklaidą planuojamos AE aikštelėje.

## Darbo uždaviniai

Darbo tikslui pasiekti darbe sprendžiami šie uždaviniai:

1. Išanalizuoti gamtines ir hidrogeologines sąlygas planuojamos AE aikštelėje.
2. Pritaikyti indikatorių metodiką hidrogeologiniams parametrams (vandens tėkmių kryptys ir greičiai, aplinkos dispersiškumui, efektyviajam poringumui) nustatyti planuojamos AE aikštelėje.
3. Radionuklidų sklaidos požeminiame vandenyje planuojamos AE aikštelėje analizei pritaikyti FEFLOW matematinį modelį, kalibravimui naudojant vandens lygio kaitos duomenis, modelio tikslinimui – eksperimentu gautus hidrogeologinius parametrus.
4. Nustatyti radionuklidų ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ) savituosius aktyvumus esančius statybiniame lauke ir įvertinti jų poveikį bendrai radionuklidų sklaidai planuojamos AE aikštelės teritorijoje ir aplinkos radioekologinei būklei.

## Tyrimų metodika

Darbe taikomas indikatorinis metodas hidrogeologiniams parametrams nustatyti. Uranino koncentracijos įvertintos fluorimetriniais tyrimais,  $\text{Br}^-$  jonų koncentracijos nustatymui taikoma cheminė analizė. Tričio savitasis aktyvumas įvertintas skystųjų scintiliatorių beta spektrometrijos metodu. Statybinio lauko bandinių tūriniai aktyvumai nustatyti gama spektrometru. Darbe naudojama požeminio vandens tėkmių ir radionuklidų pernašos modeliavimo kompiuterinė programa FEFLOW. CXTFIT programa suskaičiuotas vandens tėkmės greitis bei dispersijos koeficientas radionuklidų sklaidos vertinimui.

## Darbo mokslinis naujumas

Sudarytas, remiantis inžinerinių geologinių ir hidrogeologinių tyrimų duomenimis, ir verifikuotas, panaudojant NaBr ir uranino žymiklius, radionuklidų migracijos požeminiame vandenyje modelis. Šis tiesioginiai eksperimentiniai tyrimais patikrintas modelis gali būti naudojamas prognozuojant radionuklidų sklaidą požeminiame vandenyje.

## Darbo rezultatų praktinė reikšmė

Panaudojant fluorescuojančius žymiklius (uraniną) ir druską (NaBr) patikrinti hidrogeologiniai parametrai planuojamos AE aplinkoje. Gauti parametrai panaudoti tričio požeminio vandens tėkmių prognozei. Hidrogeologiniai tyrimai tiek moksliniu, tiek praktiniu požiūriu yra svarbūs vertinant planuojamos AE aikštelių tinkamumą radioekologiniu požiūriu bei sprendžiant branduolinės saugos uždavinius.

Tyrimų rezultatai gali būti naudojami atliekant planuojamos AE priešprojektinius darbus bei tolimesnių veiklų (statybos, eksploatavimo ir kt.) metu.

## Ginamieji teiginiai

1. Planuojamos AE aikštelės tirtame vandeningame sluoksnyje (iki 20 metrų gylio), kuris nutolęs nuo artimiausio paviršinio vandens telkinio (IAE kanalo) 60 metrų atstumu rudens laikotarpiu dispersijos koeficientas kinta  $2,793 \cdot 10^{-8}$ – $2,907 \cdot 10^{-8}$  m<sup>2</sup>/d ribose, efektyvus vandeningo sluoksnio grunto poringumas kinta nuo 0,10 iki 0,43, tiriamo požeminio vandens greitis svyruoja 6–10 m/d ribose, vandens tėkmių kryptis į ŠV, link Drūkšių ežero.
2. Radionuklidai, esantys statybiniame lauže po trečio IAE bloko demontavimo, bendrai radionuklidų sklaidai planuojamos AE aikštelės teritorijoje ir aplinkos radioekologinei būklei įtakos neturi.
3. Didžiausi tričio aktyvumai po 10 metų, gruntiniame vandenyje 60 metrų atstumu nuo hipotetinio reaktoriaus sieks 100 Bq/l, o spūdiniam – 0,5 Bq/l, priimant FEFLOW modelyje sąlygą, kad tričio išmetimai iš reaktoriaus yra  $3,41 \cdot 10^5$  Bq/m<sup>3</sup>/d, o jo tiesioginis patekimas į geosferą vyksta be apsaugos barjerų.

## Darbo rezultatų aprobavimas

Disertacijos tema paskelbti 3 straipsniai recenzuojamuose mokslo leidiniuose, iš jų 1 – užsienio mokslo leidiniuose: vienas įtrauktas į ISI WEB of Science duomenų bazę (Cidzikienė *et al.* 2014a), vienas DOAJ duomenų bazėje (Cidzikienė *et al.* 2014b), vienas *IndexCopernicus* duomenų bazėje (Cidzikienė 2011).

Disertacijoje atliktų tyrimų rezultatai paskelbti 10 mokslinių konferencijų Lietuvoje ir užsienyje:

- XIV-oji Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencija „*Mokslas – Lietuvos ateitis*“, 2011, Vilnius, Lietuva. Pranešimo tema: „Gama spinduliuotės lygiavertės dozės galios vertinimas potencialiose naujos atominės elektrinės aikštelėse“.
- XV-oji Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencija „*Mokslas – Lietuvos ateitis*“, 2012, Vilnius, Lietuva. Pranešimo tema: „Požeminio vandens radionuklidų sklaidos tyrimai ir vertinimas“.
- XVI-oji Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencija „*Mokslas – Lietuvos ateitis*“, 2013, Vilnius, Lietuva. Pranešimo tema: „Tričio tūrinio aktyvumo vertinimas gruntiniame vandenyje skirtingose Lietuvos vietovėse“.
- II-oji jaunųjų mokslininkų konferencija „*Fizinių ir technologijos mokslų tarpdalykiniai tyrimai*“, 2012, Vilnius, Lietuva. Pranešimo tema: „Statybinio laužo įtaka LDG vertėms pažemio ore potencialioje naujos atominės elektrinės aikštelėje“.
- VII tarptautinė konferencija „*VII Krakowska Konferencja Młodych Uczonych*“, 2012, Krokuva, Lenkija. Pranešimo tema: „Radionuclide Migration in Groundwater“.
- XVII tarptautinė konferencija „*17th International Scientific Conference "Eco-Balt 2012"*“, 2012, Ryga, Latvija. Pranešimo tema: „Assessment of Tritium Activity in Groundwater at Visaginas Nuclear Power Plant Site, Lithuania“.
- XIV tarptautinė konferencija „*14th EuCheMS International Conference on Chemistry and the Environment*“, 2013, Barselona, Ispanija. Pranešimo tema: „Assessment of Tritium Activity in Groundwater at Visaginas Nuclear Power Plant Site, Lithuania“.
- II tarptautinė konferencija „*The Second International Conference on Radiation and Dosimetry in Various Fields of Research*“, 2014, Niš, Serbija. Pranešimo tema: „An Assessment of Fluorescent Tracer Dyes Used for Groundwater Tracing“.
- IX tarptautinė konferencija „*Aplinkos inžinerija*“, 2014, Vilnius Lietuva. Pranešimo tema: „Modeling of Radionuclide Distribution in the Underground Water at the New NPP Site“.
- VII tarptautinė konferencija „*Seventh International Conference on Tracers and Tracing Methods*“ 2014, Marrakesh, Marocco. Pranešimo tema: „Uranine in Groundwater as a Tracer to Assess Flow Velocities: Two Test Cases in Lithuania“.



## Disertacijos struktūra

Disertaciją sudaro įvadas, trys skyriai ir bendrosios išvados, rekomendacija ir du priedai. Darbo pabaigoje pateiktas literatūros šaltinių ir autoriaus publikacijų disertacijos tema sąrašas.

Darbo apimtis 191 puslapiu, neįskaitant priedų, tekste panaudoti 86 paveikslai, 57 formulės, 33 lentelės ir 225 literatūros šaltiniai.

## Padėka

Dėkoju mokslinio darbo vadovei doc. dr. Raselei Girgždienei už konsultacijas, vertingas pastabas ir pagalbą rašant disertaciją.

Nuoširdžiai dėkoju Gamtos tyrimų centro Radiozotopinių tyrimų laboratorijos vadovui prof. habil. dr. Jonui Mažeikai ir darbuotojams dr. Vaidotei Jakimavičiūtei-Maselienei ir dr. Rimantui Petrošiui už kryptingą pagalbą atliekant tyrimus. Ačiū dr. Rūtai Ivanec-Goranina, dr. Arūnui Gudeliui, dr. Rasai Morkūnienei už pagalbą atliekant laboratorinius tyrimus. Esu dėkinga Lietuvos geologijos tarnybos darbuotojai Jurgai Arustienei už suteiktą galimybę naudotis archyviniais požeminio vandens stebėsenos duomenimis.

Dėkoju stažuotės vadovui prof. Mats Jonsson ir doc. dr. Susanna Wold už suteiktas konsultacijas atliekant stažuotę Karališkajam technologijos universitete (šved. *Kung Tekniska Högskolan*), Švedijoje. Ypatingą padėką išreiškiu prof. dr. Piotr Malosewski už galimybę susipažinti su atliekamais indikatoriniais eksperimentiniais darbais ir jų metodika Požeminio vandens ekologijos institute (vok. *Institut für Grunwasserökologie*) Vokietijoje.

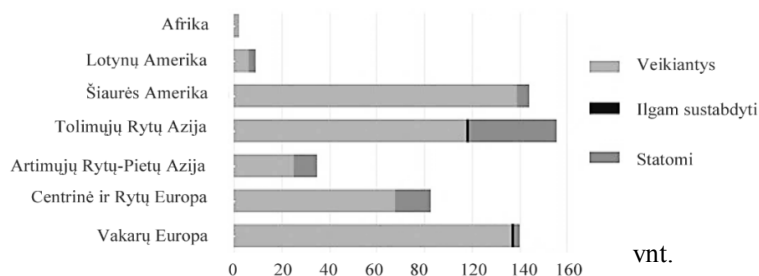
Taip pat dėkoju įmonei UAB „VAE SPB“ už suteiktą galimybę lauko eksperimentinius tyrimus atlikti planuojamos AE aikštelėje, darbuotojams Igor Gubačiov, dr. Linui Kildai ir dr. Kęstučiui Kelevičiui už idėjas, patarimus, kritiką ir pagalbą atliekant lauko eksperimentinius darbus.

Dėkoju savo šeimai – vyrui, mamai ir broliui – už kantrybę ir supratingumą. Ypač dėkoju savo krikštomamai Ritai Kuzmienei už tikėjimą ir palaikymą.



## Gamtinės ir dirbtinės kilmės radionuklidai atominių elektrinių aplinkose

Šiame skyriuje apžvelgiami pagrindiniai radionuklidų šaltiniai, aprašomi radionuklidai susidarantys branduolinių objektų aplinkose. Detaliai aprašomi indikatoriniai metodai, analizuojamas anksčiau veikusios atominės elektrinės (IAE) poveikis aplinkai.



**1.1 pav.** Atominių elektrinių pasiskirstymas pasaulyje (TATENA, 2014)  
**Fig. 1.1.** Regional Distribution of Nuclear Power Plants (TATENA, 2014)

Branduolinė energetika pasaulyje plėtojama jau daugiau kaip pusšimtį metų, kurios pradžią galima laikyti 1942 m., kuomet italų fizikas E. Fermis (Enrique Fermi) Čikagoje (JAV) suvaldė grandininę branduolių dalijimosi reakciją. Nuo tada prasidėjo branduolinių technologijų kūrimo era (Grinyer 2010). TATENA (2014) duomenimis, 30 pasaulio valstybių veikia 435 branduoliniai reaktoriai, statomi 72, ilgam sustabdyti – 2 (1.1 pav.).

Atominių elektrinių aplinkose nuolat stebimas radiacinis fonas. Vidutinė žmogaus per metus gaunama apšvitos dozė yra tik 2–3 mSv. Vidutinė metinė Lietuvos gyventojo patiriama apšvitos dozė yra 2,63 mSv. Ši skaičių sudaro: medicininės diagnostinės procedūros – apie 0,55 mSv (apie 21 %), radioaktyviosios radono dujos, esančios patalpų ore – apie 1 mSv (~ 38 %), radionuklidai, esantys grunte ir aplinkos ore – apie 0,7 mSv (~ 27 %), radionuklidai, esantys maiste – 0,2 mSv (apie 8 %), radionuklidai geriamajame vandenyje – iki 0,1 mSv (~ 4 %). Likusią metinės apšvitos dozę (2 %) sudaro kiti šaltiniai. Pvz., radionuklidai, patekę į aplinką iš branduolinės energetikos objektų, normaliai eksploatacijai, neviršija 0,001 mSv (0,04 %) per metus, o populiaraus skrydžio lėktuvu iš Vilniaus į Londoną ir atgal metu keleivis patiria apie 0,025 mSv apšvitą (TATENA 2003; Lebedytė 2002).

## 1.1. Gamtinės kilmės radionuklidai

Gamtinės kilmės radionuklidai į atmosferą patenka iš viršutinių žemės sluoksnių, taip pat susidaro sąveikaujant kosminiams spinduliams su ore esančių medžiagų atomų branduoliais (Butkus 2002). Šių radionuklidų savitieji aktyvumai priklauso nuo meteorologinių sąlygų, saulės aktyvumo ir kitų veiksnių. Žemės paviršiaus spinduliuotė labai priklauso nuo vietovės, kosminės spinduliuotės, kurios intensyvumas ties jūros lygiu yra daug kartų mažesnis už jos intensyvumą viršutiniuose atmosferos sluoksniuose. Kosminės spinduliuotės branduolinių reakcijų sąveikos metu atsiranda kosmogeniniai radionuklidai  $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{22}\text{Na}$  ir kt. (Butkus *et al.* 2006).

Iš ne kosmogeninės kilmės gamtinių radionuklidų, kurie susiformavo kartu su Visata aptinkami  $^{40}\text{K}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  ir jų skilimo produktai. Kitų gamtinės kilmės radionuklidų, pavyzdžiui,  $^{87}\text{Rb}$ ,  $^{138}\text{La}$ ,  $^{147}\text{Sm}$ ,  $^{176}\text{Lu}$  ir  $^{235}\text{U}$  radionuklidų kiekiai gamtoje yra nedideli.

Gamtinės kilmės izotopus galima suskirstyti (Вредные химические вещества 1990):

- dėl kosminės spinduliuotės atsirandantys radioaktyvūs izotopai;
- egzistuojantys žemėje nuo pat jos susidarymo ir jų antriniai produktai.

Žemės plutoje aptinkama per 60 gamtinės kilmės radionuklidų (Kocar 2009; Вредные химические вещества 1990, UNSCEAR 2008). Trumpaamžiai

radionuklidai informuoja apie naują radionuklidų šaltinio susidarymą, o ilgaamžiai radionuklidai nurodo pastovų radionuklidų šaltinio aktyvumą.

Žemės plutoje iki mūsų laikų yra išlikę tik ilgaamžiai radioaktyvieji elementai, nes daugiau nei per 4 milijardus metų nuo Žemės susiformavimo, trumpaamžiai radionuklidai spėjo suskilti. Naudojantis taisykle, pagal kurią dar galima rasti elementą, praėjus 10-čiai pusėjimo trukmių, gauname, kad jei  $T_{1/2}$   $0,4 \cdot 10^9$  metai, elemento jau nebėra. Pvz., urano izotopas  $^{239}\text{U}$ , kurio pusėjimo trukmė lygi  $4,5 \cdot 10^9$  metai, sudaro 99,3 % gamtinio urano, o izotopo  $^{235}\text{U}$  ( $T_{1/2}$ ,  $0,7 \cdot 10^9$  metai) yra tik 0,7 %, nors šių izotopų prieš keletą milijardų metų buvo beveik po lygiai.  $^{236}\text{U}$  iš viso neaptinkama (jo buvimą rodo tik senųjų Žemės uolienų daryti geologiniai tyrimai), nes jo skilimo periodas yra  $0,02 \cdot 10^9$  metai (UNSCEAR 2008).

Kai kurie radionuklidai dėl savo ilgos pusėjimo trukmės Žemėje egzistuoja nuo pat jos atsiradimo. Grunte, vandenyje, maiste ir kitur esančių  $^{40}\text{K}$  pusėjimo trukmė yra 1,23 mlrd. metų,  $^{238}\text{U}$  – 4,46 mlrd. metų,  $^{232}\text{Th}$  – 14 mlrd. metų. Tokių medžiagų aplinkoje bus dar ilgai. Žemės plutoje šiuo metu išlikę 23 ilgaamžiai radionuklidai.  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ , ir  $^{235}\text{Ac}$  radioaktyviosiose šeimose dėl radioaktyvaus skilimo susidaro dar 40 radioaktyviųjų izotopų. Dalis ilgaamžių radionuklidų ir jų fizikinės savybės pateiktos 1.1 lentelėje.

**1.1. lentelė.** Ilgaamžiai radionuklidai, esantys Žemės plutoje ir jų fizikinės savybės (UNSCEAR 2008)

**Table 1.1.** Long-lived radionuclides in the Earth's crust, and their physical properties (UNSCEAR 2008)

Radionuklidai	Procentinė sudėtis žemės paviršiuje	Pusėjimo trukmė, metai	Skilimo rūšis
$^{235}\text{U}$	$2 \cdot 10^{-8}$	$7,04 \cdot 10^8$	$\alpha$ (100%)
$^{238}\text{U}$	$3 \cdot 10^{-6}$	$4,47 \cdot 10^9$	$\alpha$ (100%)
$^{232}\text{Th}$	$8 \cdot 10^{-6}$	$1,41 \cdot 10^{10}$	$\alpha$ (100%)
$^{40}\text{K}$	$3 \cdot 10^{-6}$	$1,28 \cdot 10^9$	$\beta$ (89,3%), EP (10,7%)
$^{87}\text{Rb}$	$8,4 \cdot 10^{-5}$	$4,75 \cdot 10^{10}$	$\beta$ (100%)
$^{138}\text{La}$	$1,6 \cdot 10^{-8}$	$1,05 \cdot 10^{11}$	$\beta$ (33,6%), EP (66,4%)
$^{147}\text{Sm}$	$1,2 \cdot 10^{-6}$	$1,06 \cdot 10^{11}$	$\alpha$ (100%)
$^{176}\text{Lu}$	$3 \cdot 10^{-8}$	$3,73 \cdot 10^{10}$	$\beta$ (100%)

Gamtoje yra du svarbūs radioaktyvieji elementai –  $^{238}\text{U}$  ir  $^{232}\text{Th}$ . Jiems skylant, gaunami trumpesnės pusėjimo trukmės radioaktyvieji elementai.

Gamtinių radionuklidų esama visur: Žemės plutoje, statybinėse medžiagose, ore, vandenyje, maiste ir žmogaus kūne. Skiriasi tik jų kiekiai. Svarbus gamtinės jonizuojančiosios spinduliuotės šaltinis, sukeliantis daugiau negu pusę visos gamtinės apšvitos dozės, yra radioaktyviosios radono dujos. Gamtoje yra trys radono izotopai:  $^{222}\text{Rn}$ ,  $^{220}\text{Rn}$ ,  $^{219}\text{Rn}$  – atsirandantys atitinkamai  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$  ir  $^{235}\text{U}$  skilimų grandinėse. Visi radono izotopai yra nestabilūs ir skyla skleisdami greitas alfa daleles bei gama spindulius. Pagrindinis radono šaltinis yra gruntas. Suskaičiuota, kad kasmet, skylant radžiui, dirvoje, gruntiniame vandenyje ir vandenyne susidaro atitinkamai  $5,4 \cdot 10^{19}$ ,  $1,4 \cdot 10^{19}$  ir  $8,1 \cdot 10^{18}$  Bq radono.

## 1.2. Dirbtinės kilmės radionuklidai

Žmogaus gamybinė veikla ir mokslo pasiekimai lėmė, kad aplinkoje atsirado dirbtiniai radionuklidai. Per pastaruosius dešimtmečius žmogus sukūrė tūkstančius naujų radionuklidų, kuriuos taiko moksliniuose tyrimuose, technikoje, medicinoje, karo pramonėje ir pan. (Qin–Hong Hu 2008; Nedveckaitė 2011). Intensyvėjant gamybai, kartu su anglimi, nafta, mineralinėmis trąšomis, statybinėmis medžiagomis bei metalų rūdomis iš žemės gelmių į mus supančią aplinką patenka vis didesni kiekiai gamtinių radionuklidų. Pavyzdžiui, geoterminei elektrinei į aplinką išmeta 60 GBq  $^{222}\text{Rn}$  ir  $^{220}\text{Rn}$  vienam GW pagamintos energijos (UNSCEAR 1982); Kolos pusiasalyje iškasamuose apatituose yra apie 70 Bq/kg, o fosforituose – 400 Bq/kg  $^{226}\text{Ra}$  ir  $^{238}\text{U}$ ; sudeginamoje anglyje yra gausu  $^{40}\text{K}$ ,  $^{238}\text{U}$ ,  $^{232}\text{Th}$ . Dirbtinės kilmės radionuklidai daugiausiai į aplinką pasklido dėl vykdytų branduolinių sprogdinimų, branduolinio kuro gamybos, perdirbimo, saugojimo ir transportavimo; branduolinių ginklų bandymų, avarių atominėse elektrinėse, medicinoje ir pramonės mokslo laboratorijose naudojamų izotopų ir patenka, veikiant branduolinei pramonei. Patekę į aplinką, radionuklidai globaliai pasklinda ir veikia visus aplinkos komponentus bei juose kaupiasi (Butkus *et al.* 2006; Hu *et al.* 2010; Livingston *et al.* 2000).

Branduolinių ginklų bandymai yra vienas iš pagrindinių dirbtinės kilmės jonizuojančios spinduliuotės šaltinių. 1945–1980 m. atmosferoje buvo susprogdinta per 400 branduolinių įtaisų, o į atmosferą pateko ~12,5 t radioaktyviųjų dalijimosi produktų. Po branduolinio ginklo bandymų su globaliomis iškritomis ant dirvožemio paviršiaus taip pat pateko trumpaamžiai  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  izotopai, skilimo pusėjimo trukmės atitinkamai yra 28 ir 30 metų (Beinaravičius 2005). Remiantis (UNCEAR 1997; UNCEAR 1998), dėl branduolinių bandymų į aplinką patekusio radioaktyviojo cezio aktyvumas siekia  $1300 \cdot 10^{15}$  Bq. Kituose šaltiniuose (Health 1989; Avery 1996) minimas

$650\text{--}1100\cdot 10^{15}$  Bq aktyvumas. Radiacinį foną šiaurės pusrutulyje žymiai padidino aplinkos užteršimas radioaktyviosiomis medžiagomis, susidariusiomis branduolinio ginklo bandymų atmosferoje metu (1.2 lentelė) (UNCEAR 2000).

Radioekologines branduolinio ginklo pasekmes lemia bandymų skaičius, jų galia, tipas (branduolinis, termobranduolinis, požeminis ir t. t.) bei gamtinės aplinkos veiksniai (geografinė vieta bei meteorologinė situacija).

**1.2 lentelė.** Branduolinio ginklo bandymų metu susidarantys dalijimosi produktai ir jų charakteristikos (UNCEAR 2000).

**Table 1.2.** The main radionuclides of nuclear weapons tests entering into the environment (UNCEAR 2000).

Radionuklidas	Pusėjimo trukmė, $T_{1/2}$	Aktyvumas, Bq
$^3\text{H}$	12,3 m.	$2,4\cdot 10^{20}$
$^{14}\text{C}$	5730 m.	$2,2\cdot 10^{17}$
$^{54}\text{Mn}$	313 d.	$5,2\cdot 10^{18}$
$^{55}\text{Fe}$	2,7 m.	$2\cdot 10^{18}$
$^{85}\text{Kr}$	10,7 m.	$1,6\cdot 10^{17}$
$^{90}\text{Sr}$	28,6 m.	$6\cdot 10^{17}$
$^{89}\text{Sr}$	50,5 d.	$9\cdot 10^{19}$
$^{106}\text{Ru}$	368 d.	$1,2\cdot 10^{19}$
$^{131}\text{I}$	8 d.	$7\cdot 10^{20}$
$^{137}\text{Cs}$	30 m.	$9,6\cdot 10^{17}$
$^{140}\text{Ba}$	12,8 d.	$7,2\cdot 10^{20}$
$^{144}\text{Ce}$	284 d.	$3\cdot 10^{19}$
$^{238}\text{Pu}$	87,7 m.	$3,3\cdot 10^{14}$
$^{239}\text{Pu}$	24 100 m.	$7,8\cdot 10^{15}$
$^{240}\text{Pu}$	6 570 m.	$5,2\cdot 10^{15}$
$^{241}\text{Pu}$	144 m.	$1,7\cdot 10^{17}$

### *Radiacinis fonas po Fukušimos AE avarijos*

Remiantis Japonijos aplinkos monitoringo stočių duomenimis, praėjusių metų pabaigoje gamtinis radiacinis fonas Tokijuje kito nuo 0,08 iki 0,25  $\mu\text{Sv/val.}$  Po Fukušimos avarijos matuojamas fonas Tokijo mieste svyravo nuo 0,1 iki 0,3  $\mu\text{Sv/val.}$  taigi šis padidėjimas yra visiškai nežymus (matavimai buvo atlikti kas 10 min.). Palyginimui – Londone gamtinis radiacinis fonas paprastai siekia apie 0,2  $\mu\text{Sv/val.}$  t. y., jis labai panašus į nustatytą Tokijuje. Pasaulyje yra vietų, kuriose normalus gamtinis fonas vidutiniškai yra nuo 0,2 iki 0,5  $\mu\text{Sv/val.}$

Lietuvoje gamtinis radiacinis fonas, kuris yra nuolat matuojamas (Aplinkos apsaugos agentūra), paprastai siekia nuo 0,05 iki 0,15  $\mu\text{Sv/h.}$

2011 m. kovo 17 d. ryte išmatuota dozės galia prie Fukušimos AE aikštelės (po avarijos) buvo 0,264 mSv/h. Jei žmogus būtų prie tokios galios

jonizuojančiosios spinduliuotės lauke vieną valandą, jis patirtų 0,264 mSv apšvitos dozę. Tai yra nemaža dozė, ypač atsižvelgus į tai, kad gyventojų apšvita yra ribojama (iki 1 mSv per metus). Visi gyventojai netrukus po avarijos buvo evakuoti iš 20 km zonos aplink Fukušimos AE, todėl tokios apšvitos jie nepatyrė. Svarbu atkreipti dėmesį ir į tai, kad dozės galia buvo nustatyta tik toje vietoje ir tik tuo laiko momentu.

Pagal fizikos dėsnius, radiacijos dozės galia mažėja atvirkščiai proporcingai atstumo kvadratui. Taigi, padidėjus atstumui dvigubai, dozės galia sumažės keturis kartus ir t. t. Be to, radioaktyviųjų medžiagų pernašos kryptis atmosferoje priklauso ir nuo meteorologinių sąlygų (vėjo greičio, krypties). Pvz., Tokai II AE, nutolusioje apie 100 km į pietus nuo Fukušimos AE, foninės reikšmės vidutiniškai buvo 0,448  $\mu\text{Sv/h}$ , t. y., tik apie 4 kartus didesnės už fonines, o Onagawa AE, kadangi pūtė šiaurės krypties vėjas, išmatuota vidutinė 1  $\mu\text{Sv/h}$  dozės galia.

Jei žmogus per metus nuskrenda du kartus į Niujorką ir atgal, jis gauna tokią pat apšvitos dozę, kaip ir darbuotojas, valandą laiko buvęs lauke prie Fukušimos AE. Valanda prie Fukušimos AE taip pat prilygsta 3 plaučių rentgenogramams (0,1 mSv). O vienos kompiuterinės tomografijos metu vidutiniškai patiriama 13 mSv dozė apytiksliai prilygsta 50 valandų, praleistų prie Fukušimos jėgainės.

NISA (2011) duomenimis po Fukušimos AE avarijos šalia Dai-ichi AE buvo nustatytas  $^{131}\text{I}$  suminis aktyvumas  $1,3 \cdot 10^{17} - 1,5 \cdot 10^{17}$  Bq ribose, o  $^{137}\text{Cs}$  –  $6,1 \cdot 10^{15} - 1,3 \cdot 10^{16}$  Bq. Po Fukušimos avarijos buvo atlikti  $^{131}\text{I}$  ir  $^{137}\text{Cs}$  matavimai Lietuvoje, Vilniuje.  $^{131}\text{I}$  tūrinis aktyvumas ore kito nuo 12  $\mu\text{Bq/m}^3$  iki 3700  $\mu\text{Bq/m}^3$  ribose, o  $^{137}\text{Cs}$  1,4 – 1040  $\mu\text{Bq/m}^3$  ribose, o  $^{239,240}\text{Pu}$  aptikta 44,5 nBq/m<sup>3</sup>. Nustatyti tūriniai aktyvumai neviršijo leistinų normatyvų (Lujanienė *et al.* 2012). Fukušimos AE avarijos metu patekęs į aplinką  $^{131}\text{I}$  ir  $^{137}\text{Cs}$  tūrinis aktyvumas ore buvo palygintas su Černobylio AE avarija ir jis buvo mažesnis 10 000 kartų (Chino *et al.* 2011; Lujanienė *et al.* 2012).

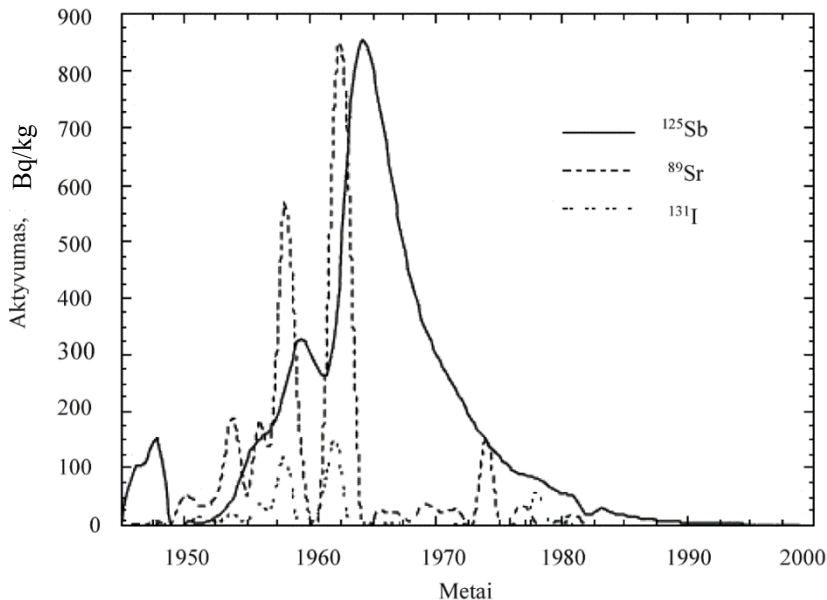
### 1.3. Radionuklidai grunte ir dirvožemyje

Dirvožemis – viena iš svarbiausių radionuklidų migracijos grandinės dalių (Репях *et al.* 2000; Chad-Umoren, Briggs-Kamara 2010). Įvairiose šalyse atlikta daug tyrimų, susijusių su radionuklidų aktyvumo koncentracijomis dirvožemiuose (Lubytė *et al.* 2007). Atliktuose moksliniuose tyrimuose (Khan *et al.* 2011; Thabayneh, Jazzar 2012; Harb *et al.* 2014; Umar *et al.* 2012) nustatyta, kad natūralios kilmės radionuklidų aktyvumas dirvožemyje kinta:  $^{232}\text{Th}$  12,33 – 75,3 Bq/kg,  $^{226}\text{Ra}$  6,98 – 78,5 Bq/kg;  $^{40}\text{K}$  298,5 – 711,98 Bq/kg. Dirvožemio taršos dirbtinės kilmės radionuklidais šaltiniai gali būti požeminiai



branduoliniai sprogdinimai, radioaktyviosios atliekos, avarių branduolinėse elektrinėse produktai, medicinoje ir mokslo laboratorijose naudojami izotopai ir kt. (Zhu, Shaw 2000; Chad–Umoren, Briggs–Kamara 2010). Analizuojant mokslinę literatūrą pastebėta, kad foninis  $^{137}\text{Cs}$  aktyvumas skirtinguose dirvožemiuose kinta 0,36–24,5 Bq/kg ribose (Khan *et al.* 2011; Thabayneh, Jazzar 2012), foninis  $^{137}\text{Cs}$  aktyvumas Tianvani (Kinija) AE aplinkoje – 1,4–6,9 Bq/kg (Lu *et al.* 2006), o po 2 savaitių Fukušimos AE avarijos  $^{137}\text{Cs}$  aktyvumas, Kawamata mieste, Yamakiya regione, nustatytas 3,3–34 kBq/kg ribose (Kato *et al.* 2012). Didžiausias vaidmuo užteršiant dirvožemį tenka radionuklidams, kurie yra aerosolinėse iškritose, nusėdančiose jas skleidžiančio fakelo aplinkoje.

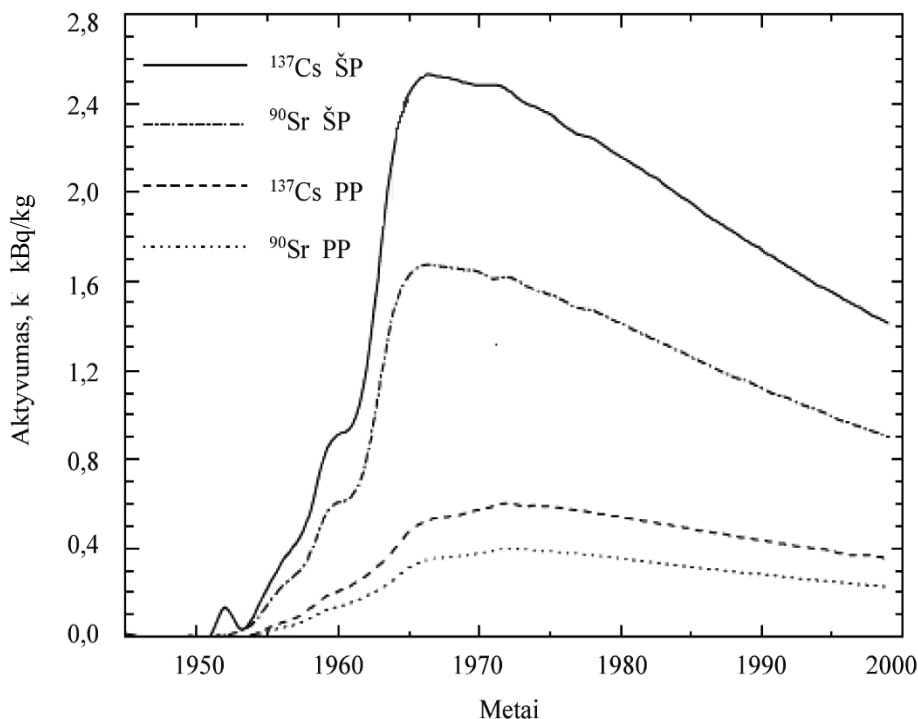
Pagrindinis dirvožemio taršos šaltinis globaliu mastu buvo branduolinio ginklo bandymai (Zhu, Shaw 2000). Iš atmosferos į dirvožemį pateko tokie radionuklidai:  $^{131}\text{I}$ ,  $^{141}\text{Ce}$ ,  $^{103}\text{Ru}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{91}\text{Y}$ ,  $^{95}\text{Zr}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{55}\text{Fe}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  (UNSCEAR 1982). 1.2 paveiksle pateiktas  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{89}\text{Sr}$  ir  $^{131}\text{I}$  savitasis aktyvumas dirvožemyje kurie, kaip ir daugelis kitų radionuklidų, palyginti greitai skyla.



**1.2 pav.**  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{131}\text{I}$  aktyvumas dirvožemyje (Valkovic 2000; UNSCEAR 2008)  
**Fig. 1.2.**  $^{125}\text{Sb}$ ,  $^{89}\text{Sr}$ ,  $^{131}\text{I}$  activity in the soil (Valkovic 2000; UNSCEAR 2008)

Pavojingiausi radionuklidai dirvožemyje yra  $^{90}\text{Sr}$  ir  $^{137}\text{Cs}$ . 1.3 paveiksle pateiktas vidutinės šiaurinio ir pietinio pusrutulio  $^{90}\text{Sr}$  ir  $^{137}\text{Cs}$  savitojo aktyvumo pasiskirstymas prieš branduolinio ginklo bandymus ir po jų. Iš pateiktų duomenų

matyti, kad  $^{90}\text{Sr}$  ir  $^{137}\text{Cs}$  koncentracija dirvožemyje vis dar didelė. 1963 metais uždraudus branduolinio ginklo bandymus trijose planetos sferose, šių radionuklidų dirvožemyje sumažėjo dėl sklaidos ir radioaktyviojo skilimo. Radionuklidų aktyvumas dirvožemyje priklauso nuo vietinės ir regioninės antropogeninės apkrovos (Lubytė *et al.* 2007; Kato *et al.* 2012).



**1.3 pav.** Metinės  $^{137}\text{Cs}$  ir  $^{90}\text{Sr}$  iškritos Šiaurės ir Pietų pusrutuliuose (Valkovic 2000; UNCEAR 2008)

**Fig. 1.3.** The annual fallout of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  in Northern and Southern hemispheres (Valkovic 2000; UNCEAR 2008)

Nustatyta, kad Lietuvos dirvožemiuose (0–5 cm gylyje) 1991–1992 metais  $^{137}\text{Cs}$  kiekis vidutiniškai sudarė  $85 \pm 7$  % visų radionuklidų kiekio (Butkus, Konstantinova 2005). 1999–2000 metais buvo nustatyta, kad  $^{137}\text{Cs}$  paviršinis aktyvumo tankis, lyginant su 1992 m., vidutiniškai sumažėjo 23 % (Lujanienė 2006).

Sorbcijos dirvožemyje mechanizmai yra gana sudėtingi. Dirvožemio savybė sugerti radionuklidus apibūdinama jų pasiskirstymo koeficientu  $K_d$ . Pagrindinė  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$  forma šalia neorganinių medžiagų, įeinančių į dirvožemio sudėtį, yra

katijoninė. Dėl to dirvų, kurių pagrindas yra molis, radionuklidų sorbcija yra didesnė (Valche *et al.* 1996; Zhu, Shaw 2000). Kai radionuklidas, ypač  $^{90}\text{Sr}$ , dirvožemyje būna ilgai (daugiau kaip 10 metų), didesnė jo dalis susikoncentruoja netirpiuose junginiuose, todėl radionuklido koncentracija dirvožemyje laikui bėgant didėja.

#### *Radionuklidų migracija dirvožemyje*

Dirvožemio poras užpildo oras arba dirvožemio tirpalas. Ši skystoji dalis yra aktyvioji dirvožemio dalis, kuri perneša cheminius elementus, taip pat ir radioaktyviuosius. Vanduo dirvožemyje yra kelių formų. Pirmoji – higroskopinis vanduo, kurį stipriai laiko dirvožemio dalelės. Antroji forma – plėvelinis arba silpnai surištas vanduo. Jis plona plėvele aptraukia dirvožemio daleles. Dirvožemyje jis juda lėtai. Trečioji forma – kapiliarinis vanduo. Jis laikosi smulkiuose dirvožemio plyšeliuose – kapiliaruose. Ketvirtoji forma – gravitacinis vanduo, kuris užpildo didžiuosius dirvožemio tarpus ir lengvai juda veikiamas gravitacijos. Vertikali drėgmės migracija dirvožemyje lemia įvairių medžiagų patekimo nuo žemės paviršiaus į gilesnius sluoksnius galimybes.

Radionuklidų pasiskirstymas dirvožemyje ir perneša į biosferos komponentus priklauso nuo elementų cheminės formos ir dirvožemio savybių, tokių kaip pH, dirvožemio mineralinė sudėtis, organinės medžiagos kiekis ir maistinės medžiagos ir kitų dirvožemio cheminių bei fizikinių savybių (Lubytė *et al.* 2007; Шерлов *et al.* 2004; Wasserman *et al.* 2006).

Dirvos paviršiuje susikaupę radionuklidai migruoja vertikaliai ir horizontaliai (Butkus *et al.* 2004). Horizontalią migraciją lemia nutekantys vandenys nuo žemės paviršiaus po didelio lietaus. Dar didesnę įtaką horizontaliai migracijai turi ištirpusio sniego vandens nutekėjimas.

Vertikali migracija yra labai lėta. Dažniausiai ją lemia mechaninis dalelių, ant kurių yra sorbuoti radionuklidai, pernešimas. Svarbiausi vertikaliosios radionuklidų migracijos procesai dirvožemyje yra difuzija, konvekinė perneša ir migracija augalų šaknų sistemomis (Butkus *et al.* 2004).

Vertikali migracija labai priklauso nuo dirvos tipo, sorbcijos ir vandens tekėjimo režimo. Pavyzdžiui, smėlėtose dirvose vertikali migracija į gilesnius sluoksnius vyksta daug greičiau, o molingose dirvose gali vykti iki tokio pat gylio, kaip ir smėlyje, tačiau daug vėliau. Daugeliu tyrimų nustatyta, kad drėgmės vertikalios migracijos aeracijos zonoje greitis kinta nuo 1 iki 2 m per metus. Moliuose gruntuose jis siekia 1 m, o smėliuose – 2 m per metus. Fizikos instituto darbuotojai tirdami po Černobylio avarijos iškritusius radioaktyvius teršalus nustatė, kad natūrali vertikali migracija dirvožemyje yra vos apie 1 cm per keletą metų (Fizikos institutas *et al.* 2007).

*Radionuklidai dirvožemyje IAE ir planuojamos AE aplinkose*

Didžiąją planuojamos AE aikštės paviršiaus dalį dengia technogeniniai supiltiniai gruntai ar dirvožemiai. Buvusių statinių vietose tiek dirvožemyje, tiek giliau slūgsančiuose gruntuose gausu statybinio laužo, vamzdžių ar kabelių likučių. Technogeniniai supiltiniai gruntai buvo pilami čia nuo Ignalinos AE statybos pradžios. Gruntai buvo pilami iš sunkvežimių, jų netankinant. Šie gruntai yra priemolio, priesmėlio, smėlio, statybinio laužo mišinys. Kai kuriose aikštelių vietose supiltinių gruntų gylis siekia 10 m. Gruntas buvo pilamas į iškastų durpių vietas, o dažniausiai – į pažemintas reljefo vietas, neiškasant durpių. Taigi, yra vietų, kur po pulto grunto sluoksniu slūgso durpės. Balų nuogulos – durpės ir dumblas – anksčiau sudarė beveik penktadalį tyrimų teritorijos ploto. Dabar šios nuogulos arba iškastos, arba slūgso po piltinio grunto storyme, arba yra nejudintos. 1988 metais pietrytinėje planuojamos aikštelės dalyje buvo nustatyta vieta, kur durpių sluoksnis siekė net 10,8 m.

Grunto laidumas vandeniui ir filtracijos koeficientas priklauso nuo jo granulometrinės sudėties. Kuo didesnės dalelės, tuo geresnės grunto ir dirvožemio filtracinės savybės. Dulkio ir molio dalelių kiekis planuojamos AE aikštelių supiltiniame grunte siekia 20–30 %. Jei priemolingas gruntas nėra plyšiuotas, jo filtracijos koeficientas yra gana mažas. Planuojamos AE aikštelės supiltinio grunto filtracijos koeficientas buvo nustatytas geologiniu kartografavimu ir specialiais tyrimais metu, kuris kito nuo 0,14 iki 0,34 m per parą, o dulkingų ir smėlingų gruntų filtracijos koeficientas siekė 0,45 m per parą (Marcinkevičius *et al.* 1995; Keraševičius, Kropas 2006, Poery, Lietuvos energetikos institutas 2009). Filtracijos koeficientas apibūdina prisotintą filtraciją. Tačiau viršutinė dirvožemio ir grunto dalis yra neprisotinta vandeniu ir sudaro aeracijos zoną. Drėgmės migracija čia vyksta pagal kapiliarinio judėjimo dėsnius ir priklauso nuo slėgio dirvožemio porose. Planuojamoje AE aikštelėse aeracinės zonos storis kinta nuo 1 iki 5 m.

Drėgmės migracija taip pat priklauso ir nuo dirvožemio sorbcinių savybių. Šios savybės nebuvo specialiai tirtos planuojamos AE statybai aikštelėje. Pagal ankstesnių Lietuvos dirvožemių tyrimų rezultatus yra žinoma, kad glacigeninių nuogulų ir jų pagrindu susidariusių dirvožemių sorbcinė talpa yra gana didelė.

Dirvožemio tarša radionuklidais paprastai yra pastebima viršutiniame (0–10 cm gilyje) dirvožemio sluoksnyje. Natūralus dirvožemio apsisvalymas priklauso nuo dirvožemio tipo, klimatinės sąlygų ir teršalų pobūdžio. Radionuklidai greitai migruoja smėlinguose dirvožemiuose, o molingi juos sorbuoja. Esant drėgnam ir šiltam klimatui, teršalai iš dirvožemio išplaunami greičiau negu esant šaltam ir sausam klimatui (Pöyry, Lietuvos energetikos institutas 2009).

Pagal Ignalinos AE aplinkos monitoringo programą dirvožemio kokybė yra nuolat stebima. Radionuklidų koncentracija dirvožemyje stebima IAE teritorijoje (sanitarinės apsaugos zonoje ir stebėjimo zonoje), kurioje yra ir planuojama AE

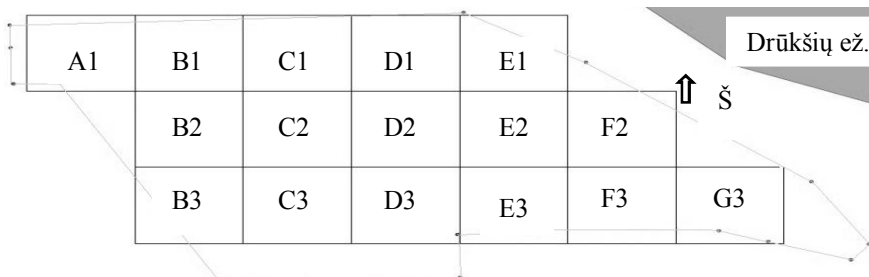
aikštelė, iš viso 7 nuolatiniai stebėjimo postai (IAE, Visagino miesto ligoninė, Tilžė, Turmantas, Čepukai, Ignalina). Duomenys apie radionuklidų savituosius aktyvumus IAE regiono dirvožemiuose pateikti 1.3 lentelėje.

**1.3 lentelė.** Radionuklidų savitasis aktyvumas Ignalinos atominės elektrinės regiono dirvožemiuose (IAE ataskaita ПТОот-0545-15 2008)

**Table 1.3.** Radionuclide activity in soils at Ignalina nuclear power plant region (IAE report ПТОот-(IAE report ПТОот-0545-15 2008)

Metai	Savitasis aktyvumas dirvožemyje, Bq/kg							
	<sup>137</sup> Cs	<sup>134</sup> Cs	<sup>54</sup> Mn	<sup>60</sup> Co	<sup>90</sup> Sr	<sup>226</sup> Ra	<sup>228</sup> Th	<sup>40</sup> K
1999	7,89	1,28	0,17	0	<20,0	21,9	33,1	807
2000	5,10	1,50	0,10	0	<20,0	31,4	30,2	618
2001	4,89	1,36	0,08	0	<20,0	42,6	31,9	606
2002	7,02	1,65	0	0	<20,0	45,9	45,2	850
2003	3,70	1,03	0	0	<1,53	22,9	29,3	596
2004	4,98	0,43	0,08	0	2,08	34,2	26,8	549
2005	3,38	0	0	0	1,49	13,8	18,6	462
2006	3,38	0	0	0,05	0	22,0	25,6	613
2007	2,77	0	0	0	0	19,6	21,5	631

1.4 paveiksle pavaizduota dirvožemio ėminių ėmimo planas.



**1.4 pav.** Dirvožemio ėminių ėmimo vietos planuojamos AE aikštelėje  
(Radiacinės saugos centras 2009)

**Fig. 1.4.** Soil sampling location at planned nuclear power plant site (Radiation protection center 2009)

Plutonio ir transuraninių elementų aktyvumai, nustatyti dirvožemyje tirtoje planuojamos AE aikštelėje yra nedideli ir nesiskiria nuo tirtų radionuklidų lygių, nustatytų kitose Lietuvos teritorijose.

**1.4 lentelė.** Radionuklidų savitojo aktyvumo tyrimų rezultatai dirvožemio bandiniuose planuojamos atominės elektrinės aikštelėje (Radiacinės saugos centras 2009)

**Table 1.4.** Radionuclide activity of the soil sample at planned nuclear power plant site (Radiation protection center 2009)

Ėminio Nr.	Radionuklidų savitieji aktyvumai, Bq/kg				
	<sup>90</sup> Sr	<sup>238</sup> Pu	<sup>239,240</sup> Pu	<sup>241</sup> Am	<sup>242</sup> Cm
A1	<1,3	0,008±0,005	0,08±0,02	0,030±0,008	<0,007
B1	<1,5	<0,004	0,010±0,006	<0,006	<0,006
B2	<0,9	<0,004	0,025±0,010	0,024±0,008	<0,010
B3	<0,8	0,004±0,002	0,040±0,007	0,018±0,008	<0,011
C1	2,5±0,8	<0,006	0,02±0,01	<0,004	<0,004
C2	<1,4	<0,006	0,02±0,01	<0,005	<0,005
C3	2,4±0,9	0,006±0,004	0,03±0,01	<0,004	<0,004
D1	<1,4	0,006±0,004	0,03±0,01	0,004±0,001	<0,004
D2	<0,9	<0,004	0,02±0,01	<0,006	<0,006
D3	<0,7	<0,004	0,03±0,01	<0,004	<0,004
E1	<0,8	<0,004	0,28±0,005	0,016±0,008	<0,006
E2	<0,9	<0,004	0,014±0,004	<0,005	<0,005
E3	<0,6	0,008±0,003	0,020±0,006	<0,004	<0,004
F2	<0,8	<0,004	0,014±0,005	<0,004	<0,004
F3	<0,6	<0,004	0,013±0,003	<0,006	<0,006
G3	<0,6	<0,004	0,010±0,003	<0,006	<0,006

Gauti stroncio (<sup>90</sup>Sr) aktyvumo tyrimų rezultatai palyginti su dirvožemio mėginių, paimtų iš kitų Lietuvos vietų (Ignalinos, Kauno, Vilniaus, Klaipėdos, Zarasų, Šiaulių, Utenos rajonų), tyrimų rezultatais. Šie tyrimai buvo atlikti RSC 1998–2002 metais. Šiuose bandiniuose nustatyti stroncio (<sup>90</sup>Sr) savitojo aktyvumo rezultatai kito 0,5–5 Bq/kg ribose. Bandiniuose iš planuojamos AE teritorijos yra gauti panašūs <sup>90</sup>Sr savitųjų aktyvumų rezultatai, kaip ir kitose Lietuvos vietovėse. Bandiniuose iš planuojamos AE aikštelės papildomos taršos <sup>90</sup>Sr nenustatyta.

1996–1998 m. tiriant Ignalinos, Plungės ir Varėnos rajonų kompleksinio foninio monitoringo stočių (miško ekotopo) dirvožemį nustatyta, kad didžiausia <sup>137</sup>Cs savitojo aktyvumo vidutinė vertė nustatyta Plungės rajono dirvožemyje (340 Bq/kg). Varėnos rajono dirvožemyje didžiausia <sup>137</sup>Cs savitojo aktyvumo vidutinė vertė nustatyta 1996 m. (103 Bq/kg), tačiau jau 1997 m. ji sumažėjo iki 13 Bq/kg, o 1998 ir 2002 m. siekė 25 ir 10 Bq/kg. Ignalinos rajono dirvožemyje didžiausia <sup>137</sup>Cs savitojo aktyvumo vidutinė vertė 1997 m. siekė 115 Bq/kg, o 1996, 1998 ir 2000 m. jos vertė kito nuo 49 iki 79 Bq/kg. (Radiacinės saugos centro projekto ataskaita, 2007). 2012 metais RSC toliau vykdė programą

„Gyventojų apšvitos vertinimas dėl dirvožemyje esančių radionuklidų teritorijose, besiribojančiose su Visagino, Baltarusijos ir Baltijos atominių elektrinių statybos vietomis“. Tyrimai vykdyti Vilniaus, Švenčionių, Šalčininkų, Zarasų, Ignalinos, Jurbarko, Šakių ir Šilutės rajonuose. Per pastaruosius penkerius metus ištirta didžioji dalis teritorijų, patenkančių į planuojamų AE galimos įtakos zonas. Nustatyta, kad radionuklidų kiekis skirtingose šalies teritorijose labai panašus. Vidutinis  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas viršutiniame 5 cm dirvožemio sluoksnyje yra 5–10 Bq/kg (Radiacinės saugos centro projekto ataskaita 2012).

Grunto mėginiuose tirti ne tik dirbtinių, bet ir gamtinių gama radionuklidų savitieji aktyvumai (1.5 lentelė).

**1.5 lentelė.** Gama radionuklidų savitieji aktyvumai grunto mėginiuose planuojamos AE teritorijoje (Radiacinės saugos centras 2009).

**Table 1.5.** Radionuclides specific activities of the soil samples at planned NPP site (Radiation protection center 2009)

Ėminio Nr.	Radionuklidų savitieji aktyvumai, Bq/kg				
	$^{40}\text{K}$	$^{226}\text{Ra}$	$^{228}\text{Ac}$	$^{60}\text{Co}$	$^{137}\text{Cs}$
A1	656±44	46±11	27±2	<1	<1
B1	644±40	36±6	28±2	<1	<1
B2	509±33	32±7	22±1	<0,7	<0,7
B3	631±39	42±7	27±1	<0,7	<0,6
C1	681±44	37±8	28±1	<1	<0,9
C2	603±36	38±6	25±1	<0,4	<0,4
C3	460±28	27±4	16±1	<0,4	<0,4
D1	574±34	41±5	24,2±0,7	<0,3	0,3±0,1
D2	652±37	53±10	27±1	<0,4	<0,3
D3	627±38	35±5	24,0±0,8	<0,4	0,6±0,1
E1	521±20	35±6	22±1	<0,7	0,6±0,3
E2	546±33	38±6	23±1	<0,4	0,3±0,1
E3	503±32	25±6	19±1	<0,6	0,3±0,3
F2	660±22	47±5	29±1	<0,5	<0,5
F3	619±38	39±7	24±1	<0,7	0,31±0,27
G3	580±26	26±6	21±1	<0,4	<0,2

Radionuklidų savitieji aktyvumai, nustatyti grunte yra nedideli ir nesiskiria nuo tirtų radionuklidų lygių, nustatytų kitose Lietuvos teritorijose.

Atlikus literatūros analizę nustatyta, kad planuojamos AE aplinkoje radionuklidų savitųjų aktyvumų kaitos dirvožemyje ir grunte ribos yra panašios kaip ir tirtos kituose Lietuvos vietovėse.

## 1.4. Radionuklidai statybinėse medžiagose

Žmonių apšvitą taip pat gali sukelti statybinėse medžiagose esantys gamtiniai radionuklidai. Atlikti moksliniai tyrimai (Righi 2006; Jing 2010; EC 1999) parodė, kad tai priklauso nuo žaliavų, naudojamų gaminant statybines medžiagas, ir jų gamybos technologijos. Statybinėms medžiagoms gaminti naudojamos įvairios technologijos. Dėl šių priežasčių gamtinės kilmės radionuklidų savitieji aktyvumai gali labai skirtis netgi tokiose pačiose statybinėse medžiagose. Kita svarbi ypatybė yra ta, kad radionuklidai yra netolygiai pasiskirstę, t. y., apšvita nuo jų skirtingose vietose yra labai skirtinga (Pilkytė 2006, Sonkawade 2008).

Tiriant statybinėse medžiagose esančius radionuklidus, matuojami gamtinės kilmės radionuklidų  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  ir  $^{40}\text{K}$  savitieji aktyvumai. Iš dirbtinės kilmės radionuklidų kai kuriose statybinėse medžiagose aptikta tik  $^{137}\text{Cs}$  (Stoulos 2003; Ademola 2005). Bendrą šių gamtinių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikį atspindi aktyvumo rodiklis, kuris skaičiuojamas, atsižvelgiant į visų trijų radionuklidų ir jų radioaktyviųjų šeimų narių, esančių statybinėse medžiagose, jonizuojančiosios spinduliuotės daromą įtaką žmonių apšvitai (Morkūnas *et al.* 2009):

$$I = \frac{a_{Ra}}{300} + \frac{a_{Th}}{200} + \frac{a_K}{300}, \quad (1.1)$$

čia  $a_{Ra}$ ,  $a_{Th}$ ,  $a_K$  – atitinkamai  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  ir  $^{40}\text{K}$  savitieji aktyvumai statybinėse medžiagose, Bq/kg.

Pagrindinis kriterijus nustatyti ar statybinę medžiagą radiacinės saugos požiūriu galima naudoti be apribojimų, yra aktyvumo rodiklis, skaičiuojamas pagal lygtį (1.1), kuris neviršija 1. Jeigu aktyvumo rodiklis viršija 1, būtina apskaičiuoti, kokią apšvitą patirtų gyventojas nuo tokių statybinių medžiagų. Aktyvumo rodiklis leidžia lyginti statybines medžiagas radiacinės saugos požiūriu, nes atskirų radionuklidų savitieji aktyvumai jose skiriasi. Jis atspindi kiekvieno radionuklido indėlį ir bendrą jų poveikį statybinės medžiagos kokybei radiologiniu požiūriu. Lietuvoje gaminamų ir naudojamų statybinių medžiagų savitųjų aktyvumų tyrimų rezultatai pateikti 1.6 lentelėje.

Iš pateiktų duomenų (1.6 lentelė) matyti, kad daugiausiai gamtinių radionuklidų yra granitinėse uolienose. Kalkingos statybinės medžiagos mažiau radioaktyvios, tačiau kai kurių klinčių radioaktyvumas yra labai didelis.  $^{226}\text{Ra}$  ir



$^{232}\text{Th}$  bei jų skilimo produktų savitieji aktyvumai medienoje yra mažesni už minimalius aptinkamus lygius (atitinkamai 1,5 ir 1,2 Bq/kg).

**1.6 lentelė.** Radionuklidų savitieji aktyvumai statybinėse medžiagose Lietuvoje (Pilkytė 2006; Pečiulienė 2006)

**Table 1.6.** Specific activities of radionuclides in building materials Lithuania (Pilkytė 2006; Pečiulienė 2006)

Statybinių medžiagų pavadinimas	Savitojo aktyvumo $a$ vidurkis ir intervalas, Bq/kg			Aktyvumo rodiklio $I$ vidurkis ir intervalas, Bq/kg
	$^{226}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$	$^{40}\text{K}$	
Akmens ir marmuro gaminiai	37±36 3,5-113	22±19 0,3-70	292±06 1,7-1 150	0,33±0,31 0,01-1,08
Asfaltas ir kelio danga	36±9 10-75	20±4 11-41	654±110 399-1 030	0,44±0,08 0,30-0,80
Betonas, betoniniai ir gelžbetoniniai gaminiai	58±30 3,2-1030	22±5 1,3-110	455±54 12-1 220	0,45±0,11 0,03-3,78
Portlandcementis	60±8 4,4-465	20±4 2,9-211	268±33 1,8-1510	0,39±0,04 0,06-2,64
Dolomitas	12,9±3,0 2,4-27	3,6±1,1 0,9-8	124±46 11-393	0,10±0,03 0,02-0,26
Gipsas, gipso kartonas	12,6±4,6 1,7-38	5,4±5,4 0,6-51	111±42 8-408	0,11±0,04 0,02-0,39
Glaistas	16±7 3,1-44	4,5±6 0,16-31	41±49 2,6-286	0,08±0,06 0,01-0,40
Granitas, granito skalda	60±13 5-296	41±8 2,9-142	1 103±141 220-4 690	0,77±0,11 0,13-2,78
Kalkės	53±19 5-110	3,0±0,9 1,2-9	54±12 12-92	0,21±0,07 0,04-0,41
Mediena	—	—	24,3±6,5 1,1-84	0,009±0,003 0,0004-0,03
Silikatinės plytos ir blokeliai	21±9 8-84	13±6 5-60	404±80 228-1 001	0,27±0,08 0,11-0,91
Šlakas	152±67 51-250	64±21 22-90	412±16 375-434	0,96±0,29 0,50-1,42
Mineraliniai užpildai (smėlis, žvyras, skalda)	26,3±1,8 2,4-99	15,3±1,3 0,9-64	452±22 1,7-964	0,31±0,02 0,01-0,97
Tinkas	17±6 4-30	5,4±2,1 0,6-12	134±67 12-366	0,12±0,05 0,02-0,28

Lietuvoje kai kuriuose medienos bandiniuose rasta dirbtinio radionuklido  $^{137}\text{Cs}$ , nors jo savitasis aktyvumas mažas – nuo 0,1 iki 4,0 Bq/kg. Tai, kad  $^{137}\text{Cs}$  randamas kai kuriuose medienos bandiniuose parodo dėsningumą.  $^{137}\text{Cs}$  pateko ant medžių po Černobylio avarijos, branduolinio ginklo bandymų atmosferoje.

Kadangi  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas lietuviškoje medienoje ir jos gaminiuose nedidelis, išorinės apšvitos nuo jo spinduliuotės dozė bus taip pat nedidelė (Pečiulienė 2006).

Tarptautinės atominės energetikos agentūros ir kt. autorių (TATENA 2003; Flores 2008; Kovler 2009; Higgy 2000; Lust *et al.* 2012) duomenys apie radionuklidų savituosius aktyvumus įvairiose statybinėse medžiagose skirtingose pasaulio šalyse pateikiami 1.7 lentelėje.

Visi šie duomenys rodo, kokiose plačiose ribose gali kisti gamtinės kilmės radionuklidų savitieji aktyvumai statybinėse medžiagose. Iš pateiktų duomenų galima daryti išvadą, kad didesni aktyvumai gali būti statybinėse medžiagose iš molio, granito, gelžbetonio, fosfogipso, mažesni – iš gipso, medžio. Informaciją, kurios reikia įvertinant apšvitą nuo statybinėse medžiagose esančių radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės, galima gauti tik atliekant šių radionuklidų savitųjų aktyvumų matavimus (Pilkytė *et al.* 2006; Grasty *et al.* 2004).

**1.7 lentelė.** Radionuklidų savitieji aktyvumai įvairių tipų statybinėse medžiagose užsienio šalyse (TATENA 2003; Flores 2008; Kovler 2009; Higgy 2000; Lust *et al.* 2012)

**Table 1.7.** Radionuclide specific activities of the various types of building materials abroad (TATENA 2003; Flores 2008; Kovler 2009; Higgy 2000; Lust *et al.* 2012)

Medžiaga	Savitieji aktyvumai, Bq/kg		
	$^{226}\text{Ra}$	$^{232}\text{Th}$	$^{40}\text{K}$
Betonas	1–250	1–190	5–1570
Aeruotas ir lengvasis betonas	9–2200	<1–220	180–1600
Molio (raudonos) plytos	1–200	1–200	60–2000
Smėlio – kalkių plytos ir kalkakmenis	6–50	1–30	5–700
Natūralūs statybiniai akmenys	1–500	1–310	1–4000
Natūralus gipsas	<1–70	<1–100	7–280
Cementas	7–180	7–240	24–850
Plytelės (glazūruotos ir neglazūruotos)	30–200	20–200	160–1410
Fosfogipsas (sausasis tinkas)	4–700	1–53	25–120
Aukštakrosnių šlakas ir cementas	30–120	30–220	–

Daugelyje šalių naudojami įvairūs standartai ir apribojimai. Lenkijoje naudojamas koeficientas, limituojantis bendrą apšvitą:

$$f_i = 0,00027 \cdot S_K + 0,0027 \cdot S_{Ra} + 0,0043 \cdot S_{Th}, \quad (1.2)$$

čia  $S_K$ ,  $S_{Ra}$  ir  $S_{Th}$  – atitinkamai  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  ir  $^{232}\text{Th}$  savitojo aktyvumo vertės statybinėse medžiagose, tų medžiagų žaliavose bei atliekose, Bq/kg. Šis koeficientas, įskaitant paklaidą, neturi viršyti 1 (Central laboratory 2004).

Rusijoje egzistuoja radionuklidų, esančių konstrukcinėse ir dekoratyvinėse medžiagose, savitųjų aktyvumų duomenų bazė. Šioje šalyje naudojama kita metodika, siekiant nustatyti savitojo efektyvaus aktyvumo parametą  $A_{\text{eff}}$  (Aplinkos radioaktyvumo laboratorija 2004):

$$A_{\text{eff}} = A_{\text{Ra}} + A_{\text{Th}} + A_{\text{K}}, \quad (1.3)$$

čia  $A_{\text{Ra}}$ ,  $A_{\text{Th}}$  ir  $A_{\text{K}}$  – atitinkamai  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$  ir  $^{40}\text{K}$  savitasis aktyvumas, Bq/kg. (Rusijos Aplinkos radioaktyvumo laboratorija 2004) darbe pateiktos statybinės medžiagos suskirstytos į klases: 1 klasė – medžiagos, naudojamos naujiems gyvenamiesiems ir visuomeniniams pastatams ( $A_{\text{eff}}$  neviršija 370 Bq/kg); 2 klasė – medžiagos, naudojamos kelių statybai ir pramoniniams pastatams ( $A_{\text{eff}}$  neviršija 740 Bq/kg); 3 klasė – medžiagos, naudojamos kelių statybai toli nuo gyvenamųjų rajonų ( $A_{\text{eff}}$  neviršija 2 800 Bq/kg).

Tokią pat koeficientų sistemą naudoja Austrija, Suomija, Slovakija, Latvija, Lietuva, Norvegija ir Izraelis. Kitose šalyse nustatoma riba tik lygiavertės dozės galiai, kuri sukelia statybinių medžiagų: Švedijoje ji neturi viršyti 0,5  $\mu\text{Sv/val}$ , Suomijoje – 0,1  $\mu\text{Sv/val}$ , Slovėnijoje – 50  $\mu\text{Sv/val}$ . Vokietijoje ribojamas radžio kiekis yra 200 Bq/kg; Liuksemburge  $^{226}\text{Ra}$  savitasis aktyvumas neturi viršyti 350 Bq/kg,  $^{232}\text{Th}$  – 250 Bq/kg ir  $^{40}\text{K}$  – 5 000 Bq/kg. Čekijoje statybinėse medžiagose  $^{226}\text{Ra}$  savitojo aktyvumo riba yra 150 Bq/kg, mažai naudojamose statybinėse medžiagose – 200 Bq/kg, o naudojamose keliams tiesti – 1 000 Bq/kg.

Radiacinės saugos požiūriu didžiausią reikšmę žmogaus apšvitai, sukeliamai statybinių medžiagų, turi jose esantys gamtinės kilmės radionuklidai  $^{40}\text{K}$  bei radionuklidai, priklausantys radioaktyviųjų  $^{238}\text{U}$  ir  $^{232}\text{Th}$  skilimų grandinėms. Moksliniais tyrimais nustatyta, kad pavojingiausias radioaktyvusis izotopas – urano ( $^{238}\text{U}$  –  $^{226}\text{Ra}$ ) eilės skilimų serijos produktas –  $^{222}\text{Rn}$ . Lietuvoje (Morkūnas *et al.* 2009; Pečiulienė 2006) naudojamose statybinėse medžiagose urano ir torio eilėms priklausančių gamtinės kilmės radionuklidų savitieji aktyvumai svyruoja nuo 10 iki 100 Bq/kg.

## 1.5. Radionuklidų susidarymas branduolinio kuro ciklo metu

Branduoliniuose reaktoriuose (Schubert 2011) susidarę radionuklidai į aplinką patenka iš kaminų, išteka su aušinimui naudotu vandeniu. Aplinkoje pasklidusių radionuklidų kiekiai tokie, kad iš AE radionuklidų žmonių gaunamos dozės yra

šimtus kartų mažesnės už dozes, gaunamas iš gamtinių radionuklidų, kurių buvo dar gerokai anksčiau nei sukurta atominė energetika. Radionuklidų susidarymas branduolinio ciklo metu:

Urano gavyba. Urano išgavimo metu iškasamas labai didelis kiekis rūdos, kurioje yra urano ir jo skilimo produktų. Iš šių būdų apšvitos požiūriu pavojingiausia yra požeminė gavyba, daugiausia, dėl radono sukeltos apšvitos. Vidutinis radono išmetimas požeminėse kasyklose yra apie 75 TBq/GW. 1.8 lentelėje pateikti urano rūdos išgavimo būdai.

**1.8 lentelė.** Urano rūdos gavybos būdai (Schubert 2011)

**Table 1.8.** Uranium ore production techniques (Schubert 2011)

Išgavimo būdai	Dalis, %
Požeminis kasyklos	40
Antžeminės kasyklos	39
Tiesioginis šarminimas	13
Kiti mineralų šalutinis produktas	8

Uranas išgaunamas nedaugelyje valstybių: Australijoje, Kanadoje, Nigerijoje, Rusijoje, Pietų Afrikoje, Jungtinėse Valstijose ir Uzbekistane ir kt., todėl apšvitos pavojus iškyla tik tam tikrose vietovėse.

*Branduolinio kuro gamyba.* Daugelio tipų branduolinių reaktorių išgaunama urano rūda turi būti praturtinama  $^{235}\text{U}$  izotopu iki 2–5 %. Todėl urano oksidą ( $\text{U}_3\text{O}_8$ ) reikia paversti urano tetrafluoridu ( $\text{UF}_4$ ) ir toliau urano heksafluoridu ( $\text{UF}_6$ ), kuris cheminiu būdu paverčiamas į  $\text{UO}_2$ . Šis junginys susmulkinamas į miltelius, iš jų daromos tabletės, kurios talpinamos į specialius strypus, pagamintus iš cirkonio lydinio ir plieno. Iš abiejų galų užlydyti strypai naudojami kaip branduolinio reaktoriaus kuras (Schubert 2011).

*Branduolinio reaktoriaus veikla.* Norint įvertinti dozes, kurias gauna gyventojai dėl branduolinių jėgainių veikos, reikia naudoti sudėtingas procedūras. Visų pirma radionuklidų sklaida aplinkoje apskaičiuojama, naudojant matematinius sklaidos modelius, kuriuos taikyti sudėtinga dėl daugelio priežasčių. Didelę įtaką radionuklidų pasiskirstymui turi reaktoriaus geografinė padėtis, gyventojų pasiskirstymas, radionuklidų sklaidos keliai aplinkoje. Be to, skirtingų reaktorių tipai skleidžia skirtingą kiekį radionuklidų. Dėl to tik apytikslė vidutinė standartizuota dozės vertė naudojama ilgalaikėms pasekmėms vertinti.

Veikiant reaktoriui radionuklidai į aplinką patenka iš oro ir per vandenį. Į orą išmetamos inertinės dujos (argonas, ksenonas, kriptonas), taip pat tritis, jodas, radioanglis. Į vandenį patenka tritis ir nedideli kiekiai kitų radionuklidų (TATENA 2005).

*Kuro perdirbimas.* Branduoliniame reaktoriuje panaudotose kuro kasetėse lieka urano, be to, jose daug kitų radionuklidų, kurie susidaro neutronų pagavimo ir  $\beta$  skilimo keliu. Daugiausia šiose kasetėse yra įvairių plutonio izotopų, kurie taip pat gali būti naudojami kaip branduolinis kuras atominėse elektrinėse arba kaip atominės elektrinės aktyvieji medžiaga. Panaudoto branduolinio kuro perdirbimas yra brangus, todėl 90–95 % tokio kuro paliekama saugoti saugyklose. Daugiausia panaudoto branduolinio kuro perdirbama Prancūzijoje, Japonijoje ir Didžiojoje Britanijoje.

*Perdirbant kurą* naudojami gana dideli kiekiai radionuklidais praturtintų medžiagų, jos išimamos iš kasečių ir ištirpinamos, dėl to dar labiau padidėja taršos pavojus. Tuo būdu antrinis branduolinio kuro perdirbimas yra sudėtinga procedūra, kurios metu padidėja tikimybė dideliems kiekiams radionuklidų patekti į aplinką (Monna 2009; Marpeau 2010).

## **1.6. Radionuklidų patekimas iš atominių elektrinių į vandens telkinius**

Atsiradus branduolinei energetikai, vienu iš vandenų taršos šaltinių tapo dirbtiniai radionuklidai. Lokali tarša radionuklidų šaltiniai yra branduolinio kuro paruošimo ir apdorojimo įmonės, taršos šaltiniai globaliu mastu buvo branduolinio ginklo bandymai atmosferoje, Černobylio ir Fukušimos AE avarijos.

Radionuklidai patenka į ežerus ir upes dviem pagrindiniais būdais: su tiesioginėmis iškritomis ant vandens paviršiaus ir ant žemės paviršiaus su tekančiu (pvz., lietaus, tirpstančio sniego) vandeniu.

Į vandens telkinį patekusių radionuklidų elgsena priklauso nuo daugelio aplinkybių: fizikinių–cheminių parametrų, vandens pH, druskingumo, hidrologinių, biologinių ir kt. sąlygų. Pvz., jeigu radionuklidai patenka į vandens telkinį su kietomis iškritomis (sorbuoti ant kietų dalelių paviršiaus), tai jie nusėda ant dugno, o jeigu joninėje formoje, didesnė radionuklidų dalis lieka vandens tirpale. Aišku, šiuo atveju dalis radionuklidų būna sorbuojami prie vandenyje „pakibusių“ dalelių, dugno nuosėdų bei augalų.

Moksliniai tyrimai (Mujahid 2011; Aliončik 2010) parodė, kad pagrindiniai į vandens telkinius patekusių radionuklidų virsmai veikiant išoriniams faktoriams yra: praskiedimas, akumuliacija ir nusėdimas. Jeigu radionuklidas patekdamas į vandens telkinį yra sorbuojamas prie kietų dalelių, tai jis greitai nusės į dugną; jei jis liks skystoje fazėje, jį vandens srovės arba išsklaidys vandens masėje (ežere), arba iš viso gali išnešti iš telkinio, jei tarša vyksta upėje.

Šios pagrindinės sąlygos ir nulemia upių ar ežerų taršos mastus (Ralph 2011; Kleinschmidt 2011; Hansson 2011).

Radionuklidai patekę į vandens telkinį pasiskirsto tarp vandens, grunto ir biomasės. Radionuklidų išsklaidymą gali lemti vandens judėjimo intensyvumas, upės vagos ar ežero reljefas. Upėse sklaidymas vyksta daug intensyviau, o ežeruose, požeminiuose vandenyse šis efektas pasireiškia silpnai (Malathi 2005; Yiğitoğlu *et al.* 2010). Svarbūs yra ir kitokie aspektai, pavyzdžiui, teršalų temperatūra ir tankis (mineralizuotas užterštas vanduo „sunkesnis“ ir „skęsta“, todėl vandens paviršius atrodo švarus) (Gokhale 2010). Radionuklidų sklaidą geosferoje lemia radionuklidų pusėjimo trukmė, sorbcinės savybės bei požeminio vandens tėkmės.

Siekiant išsiaiškinti kaip radionuklidai pasiskirsto vandens telkinyje atliekami moksliniai tyrimai (Ralph 2011). Moksliniai modeliavimo tyrimai buvo atliekami akvariumuose (1.9 lentelė).

**1.9 lentelė.** Radionuklidų pasiskirstymas tarp vandens, grunto ir biomasės (Ralph 2011)  
**Table 1.9.** Distribution of radionuclides in the water, soil and biomass (Ralph 2011)

Radionuklidas	Vandenyje, %	Grunte, %	Biomaseje, %
<sup>32</sup> P	10	28	62
<sup>35</sup> S	93	3	4
<sup>59</sup> Fe	3	80	17
<sup>60</sup> Co	21	58	21
<sup>65</sup> Zn	4	78	18
<sup>71</sup> Ge	70	25	5
<sup>90</sup> Sr	48	27	25
<sup>91</sup> Y	0	92	8
<sup>95</sup> Zr	4	77	19
<sup>95</sup> Nb	0	85	15
<sup>115</sup> Cd	35	13	52
<sup>131</sup> I	58	13	29
<sup>137</sup> Cs	6	90	4
<sup>204</sup> Hg	8	22	70
Vidutinė	27	45	28
Masė,%	85	14,9	0,1

Iš pateiktų duomenų matyti, kad santykinai didelė radionuklidų dalis (28 %) yra biomasėje, kurios masė tėra 0,1 %. Grunte, kurio masė apie 15 %, yra beveik

pusė (45 %) radionuklidų, o vandenyje, kurio dalis didžiausia (85 %) tėra tik ketvirtis radionuklidų.

Moksliniais tyrimais įrodyta, kad esant skirtingam vandens pH, grunto tipui, druskingumui ar temperatūrai, radionuklidų pasiskirstymas bus kitoks. Pvz., kalcio kiekiui vandenyje padidėjus nuo 30 iki 80 g/ml, vandenyje ištirpsta didžioji dalis stroncio, o grunte ir biomasėje jo sumažėja.

Apibendrinant galima pasakyti, kad dėl įvairių fizinių, cheminių ir biologinių sąlygų vandens telkiniuose skirtingi radionuklidai gali kauptis skirtingose vietose (vandenyje, grunte, biomasėje). Į visa tai reikia atsižvelgti, nagrinėjant galimą pavojų aplinkai ir žmonėms, visų pirma dėl to, kad maistui vartojamuose produktuose gali būti dideli radionuklidų kiekiai, o kitas svarbus aspektas yra tas, jog vandens telkiniuose, ypač jo dugne, gali susikaupti didelės tam tikrų ilgaaamžių radionuklidų koncentracijos.

Radionuklidai gali būti išplaunami iš radioaktyvių atliekų saugojimo kapynų su infiltraciniu vandeniu ir kartu su juo pernešami iki gruntinio vandens. Išplovimo metu radionuklidais užterštas vanduo gali patekti į šulinį arba į upę, o paskui naudojamas gerti, valgiui ruošti ir kitoms namų ruošos reikmėms (Grigaliūnienė 2001).

AE normalios eksploatacijos metu į vandenį išmeta nedidelį, griežtai kontroliuojamą radionuklidų kiekį. Remiantis internetiniuose tinklapiuose platinama informacija bei reaktorių gamintojų pateiktais duomenimis (Pöeyry *et al.* 2009), radionuklidų išmetimų į vandenį kiekiai iš skirtingų tipų reaktorių yra skirtingi (1.10 lentelė). Pateikti duomenys sudaryti remiantis skirtingų tipų reaktorių projektavimo dokumentais (angl. *design control documentation* (DCD)), publikuojamais JAV branduolinio reguliavimo komisijos interneto svetainėje ([www.nrc.gov](http://www.nrc.gov)). Šiuose projektavimo dokumentuose radionuklidų išmetimai vertinti skaitiniais metodais, darant konservatyvias prielaidas bei atsižvelgiant į galimus radionuklidų išmetimo kelius (iš panaudoto branduolinio kuro tvarkymo komplekso, reaktoriaus pastato, ventiliacijos sistemų, gaubto ir kt.) numatomų eksploatacinių gedimų atvejais. Kaip rodo atominių elektrinių įvairiose šalyse patirtis, faktiniai radionuklidų išmetimai į aplinką yra žymiai mažesni nei suskaičiuotos reikšmės.

Įvairių reaktorių gamintojai radionuklidų išmetimų į aplinką vertinimui taiko kompiuterines programas, kurios vertina daugelį nuklidų, tačiau tarp jų yra tokių, kurie yra dominuojantys ir sudaro didesnę dalį apšvitos dozės (1.10 lentelė).

Lietuvoje reikšmingų nuklidų sąrašas sudarytas remiantis studija „Dose factors for normal operation discharges from Ignalina NPP“, kuri rėmėsi „Радиоактивные выбросы в биосфере“ (Гусев *et al.* 1991) žinyne pateiktais duomenimis apie susidarančius radionuklidus lengvo vandens reaktoriuose, kurie sukelia reikšmingą radiologinį poveikį ir yra būdingi ne tik RBMK, bet ir

kitiems lengvo vandens reaktorių tipams bei modeliams. Sunkaus vandens reaktoriaus atveju, stebimas didesnis tričio išmetimas į aplinką, tačiau dominuojantys skilimo ir aktyvacijos produktai yra tokie patys kaip ir lengvo vandens reaktorių.

Reaktoriuje vykstant branduolinėms reakcijoms susidaro apie 600 skilimo produktų, dėl sąveikos su neutronais susidaro apie 60 aktinidų, taip pat susidaro ir aktyvacijos produktai.

**1.10 lentelė.** Radionuklidų išmetimų į vandenį kiekiai iš skirtingų tipų reaktorių (Pöyry, Lietuvos energetikos institutas 2009)

**Table 1.10.** Estimated annual liquid releases (Bq/year) into environmental during normal operation of reactors (Pöyry, Lithuanian Energy Institute 2009)

Radionu- klidas	ABWR	ESBWR	EPR	APWR	AP-600	AP-1000	WWE R (V- 392/ V-448)	EC-6/ ACR- 1000
<sup>110m</sup> Ag	$1,22 \cdot 10^7$	n/d	$1,63 \cdot 10^7$	$6,66 \cdot 10^7$	$3,18 \cdot 10^7$	$3,89 \cdot 10^7$	n/d	$6,60 \cdot 10^5$
<sup>140</sup> Ba	$2,52 \cdot 10^7$	$3,03 \cdot 10^7$	$1,55 \cdot 10^8$	$2,15 \cdot 10^8$	$1,52 \cdot 10^8$	$2,04 \cdot 10^8$	n/d	n/d
<sup>14</sup> C	$5,92 \cdot 10^6$	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	$4,10 \cdot 10^6$	$1,40 \cdot 10^7$
<sup>144</sup> Ce	$7,03 \cdot 10^7$	n/d	$4,81 \cdot 10^7$	$2,07 \cdot 10^8$	$9,62 \cdot 10^7$	$1,17 \cdot 10^8$	n/d	$1,20 \cdot 10^7$
<sup>60</sup> Co	$3,37 \cdot 10^8$	$3,33 \cdot 10^7$	$6,66 \cdot 10^6$	$5,18 \cdot 10^8$	$1,37 \cdot 10^7$	$1,63 \cdot 10^7$	$4,70 \cdot 10^6$	$2,50 \cdot 10^8$
<sup>51</sup> Cr	$2,85 \cdot 10^8$	$4,81 \cdot 10^8$	$3,70 \cdot 10^7$	$2,22 \cdot 10^8$	$5,33 \cdot 10^7$	$6,85 \cdot 10^7$	$3,00 \cdot 10^7$	$1,80 \cdot 10^8$
<sup>134</sup> Cs	$2,26 \cdot 10^8$	$2,52 \cdot 10^7$	$9,62 \cdot 10^7$	$4,44 \cdot 10^8$	$2,95 \cdot 10^8$	$3,67 \cdot 10^8$	$1,30 \cdot 10^7$	$1,91 \cdot 10^6$
<sup>136</sup> Cs	$1,18 \cdot 10^7$	$1,52 \cdot 10^7$	$1,15 \cdot 10^7$	$8,14 \cdot 10^8$	$1,70 \cdot 10^7$	$2,33 \cdot 10^7$	n/d	n/d
<sup>137</sup> Cs	$3,29 \cdot 10^8$	$6,66 \cdot 10^7$	$1,30 \cdot 10^8$	$6,66 \cdot 10^8$	$3,97 \cdot 10^8$	$4,93 \cdot 10^8$	$3,10 \cdot 10^7$	$1,30 \cdot 10^7$
<sup>59</sup> Fe	$3,70 \cdot 10^6$	$2,59 \cdot 10^6$	n/d	$8,51 \cdot 10^7$	$5,92 \cdot 10^6$	$7,40 \cdot 10^6$	$8,40 \cdot 10^5$	$9,40 \cdot 10^6$
<sup>3</sup> H	$2,22 \cdot 10^{12}$	$5,18 \cdot 10^{11}$	$7,50 \cdot 10^{13}$	$5,92 \cdot 10^{13}$	$2,55 \cdot 10^{13}$	$3,74 \cdot 10^{13}$	$2,00 \cdot 10^{13}$	$1,35 \cdot 10^{14}$
<sup>131</sup> I	$1,18 \cdot 10^8$	$1,55 \cdot 10^8$	$1,26 \cdot 10^9$	$7,40 \cdot 10^7$	$3,81 \cdot 10^8$	$5,23 \cdot 10^8$	$6,30 \cdot 10^7$	$1,30 \cdot 10^8$
<sup>132</sup> I	$9,62 \cdot 10^7$	$3,03 \cdot 10^7$	$4,44 \cdot 10^7$	$1,15 \cdot 10^7$	$5,33 \cdot 10^7$	$6,07 \cdot 10^7$	$2,80 \cdot 10^6$	n/d
<sup>133</sup> I	$3,70 \cdot 10^8$	$7,77 \cdot 10^8$	$1,30 \cdot 10^9$	$3,00 \cdot 10^7$	$1,98 \cdot 10^8$	$2,48 \cdot 10^8$	n/d	$6,49 \cdot 10^6$
<sup>134</sup> I	$6,29 \cdot 10^7$	$1,48 \cdot 10^6$	n/d	$3,29 \cdot 10^7$	$2,52 \cdot 10^7$	$3,00 \cdot 10^7$	n/d	n/d
<sup>135</sup> I	$2,78 \cdot 10^8$	$2,00 \cdot 10^8$	$5,55 \cdot 10^8$	$2,89 \cdot 10^7$	$1,65 \cdot 10^8$	$1,84 \cdot 10^8$	n/d	n/d
<sup>91</sup> Y	$4,07 \cdot 10^6$	$5,18 \cdot 10^6$	n/d	$3,33 \cdot 10^6$	n/d	n/d	n/d	n/d
<sup>140</sup> La	$6,29 \cdot 10^6$	n/d	$2,81 \cdot 10^8$	$2,96 \cdot 10^8$	$2,03 \cdot 10^8$	$2,75 \cdot 10^8$	n/d	$8,31 \cdot 10^4$
<sup>54</sup> Mn	$9,62 \cdot 10^7$	$5,92 \cdot 10^6$	$2,00 \cdot 10^7$	$1,67 \cdot 10^8$	$3,96 \cdot 10^7$	$4,81 \cdot 10^7$	$6,10 \cdot 10^6$	$2,61 \cdot 10^7$
<sup>56</sup> Mn	$1,41 \cdot 10^8$	$4,81 \cdot 10^7$	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d	n/d
<sup>99</sup> Mo	$3,07 \cdot 10^7$	$1,11 \cdot 10^8$	n/d	$6,29 \cdot 10^7$	$2,11 \cdot 10^7$	$2,11 \cdot 10^7$	n/d	$1,10 \cdot 10^6$
<sup>24</sup> Na	$1,04 \cdot 10^8$	$1,89 \cdot 10^8$	$2,26 \cdot 10^8$	$1,74 \cdot 10^8$	$4,74 \cdot 10^7$	$6,03 \cdot 10^7$	n/d	n/d
<sup>95</sup> Nb	$3,70 \cdot 10^7$	$7,40 \cdot 10^5$	$3,70 \cdot 10^6$	$7,40 \cdot 10^7$	$7,77 \cdot 10^6$	$7,77 \cdot 10^6$	$1,10 \cdot 10^6$	$3,61 \cdot 10^8$
<sup>239</sup> Np	$1,15 \cdot 10^8$	$4,07 \cdot 10^8$	$2,15 \cdot 10^7$	$1,96 \cdot 10^7$	$6,29 \cdot 10^6$	$8,88 \cdot 10^6$	n/d	n/d
<sup>143</sup> Pr	$4,81 \cdot 10^4$	$3,33 \cdot 10^6$	$1,85 \cdot 10^6$	$2,92 \cdot 10^6$	$3,70 \cdot 10^7$	$4,81 \cdot 10^6$	n/d	n/d
<sup>103</sup> Ru	$6,66 \cdot 10^6$	$1,48 \cdot 10^6$	$9,25 \cdot 10^7$	$1,26 \cdot 10^8$	$1,45 \cdot 10^8$	$1,82 \cdot 10^8$	n/d	$3,70 \cdot 10^6$
<sup>89</sup> Sr	$4,07 \cdot 10^6$	$8,14 \cdot 10^6$	$1,85 \cdot 10^6$	$5,55 \cdot 10^6$	$2,96 \cdot 10^6$	$3,70 \cdot 10^6$	$3,90 \cdot 10^3$	n/d
<sup>90</sup> Sr	$1,30 \cdot 10^6$	$7,40 \cdot 10^5$	n/d	$6,66 \cdot 10^5$	n/d	$3,70 \cdot 10^5$	n/d	$2,79 \cdot 10^5$
<sup>132</sup> Te	$1,48 \cdot 10^5$	$7,40 \cdot 10^5$	$1,78 \cdot 10^7$	$1,74 \cdot 10^7$	$6,29 \cdot 10^6$	$8,88 \cdot 10^6$	$5,00 \cdot 10^5$	$4,61 \cdot 10^5$
<sup>65</sup> Zn	$3,33 \cdot 10^6$	$1,67 \cdot 10^7$	$6,29 \cdot 10^6$	$8,14 \cdot 10^6$	$1,26 \cdot 10^7$	$1,52 \cdot 10^7$	n/d	$3,11 \cdot 10^6$
<sup>95</sup> Zr	$3,11 \cdot 10^7$	$7,40 \cdot 10^5$	$4,81 \cdot 10^6$	$4,81 \cdot 10^7$	$8,51 \cdot 10^6$	$8,51 \cdot 10^6$	$1,70 \cdot 10^6$	$1,70 \cdot 10^8$

n/d – nėra duomenų



Skaičiavimuose radionuklidų išmetimai į vandenį vertinami remiantis konservatyviomis prielaidomis ir sąlygomis, todėl apskaičiuotos vertės yra dažniausiai 10 kartų ir daugiau didesnės nei realios vertės, kuriuos matuojamos AE eksploataavimo metu. Pvz., remiantis faktiniais 2004–2006 m. laikotarpio vidutiniais metiniais radionuklidų išmetimo į vandenį iš dviejų esamų AE Suomijoje duomenimis (STUK 2005, STUK 2006, STUK 2007), metiniai tričio išmetimai sudaro apytiksliai 10 %, o metiniai kitų dalijimosi produktų išmetimai – apie 0,002–0,003 % nuo aikštelėms nustatytų didžiausių leidžiamų išmetimų verčių, kurios suskaičiuotos atsižvelgiant į Suomijoje priimtą apribotąją dozę gyventojams (0,1 mSv per metus). Lietuvoje projektuojant, eksploatuojant (normalaus eksploataavimo ir tikėtinų eksploataavimo įvykių metu) ir nutraukiant BEO eksploatavimą taikoma gyventojų apribotoji metinė efektinė dozė – 0,2 mSv. Jeigu gyventojų gaunamą apšvitą gali lemti daugiau kaip vieno BEO veikla, bendra metinė gyventojų efektinė dozė, nulemta visų apšvitą lemiančių BEO veiklos, negali viršyti nustatytos apribotosios metinės efektinės dozės (HN 73:2001). Apskaičiuota, kad Lietuvoje dėl branduolinės energetikos veiklos gyventojų vidutinė metinė apšvitos dozė neviršija 1/100 leistinos gyventojams apšvitos dozės, t. y., sudaro apie 0,01 mSv (Radiacinės saugos centras 2010).

Technogeninių radionuklidų koncentraciją AE aplinkose formavo:

- globalaus pasiskirstymo iškritimai (dėl branduolinio ginklo bandymų atmosferoje iki 1963 m; branduolinio ginklo bandymai Kinijoje 1980 m.);
- Černobylio ir Fukušimos AE avarijos radionuklidų emisija.

AE aplinkos radiacinė būklė pagrindiniuose ekosistemos elementuose vertinama pagal:

- tritį ( $^3\text{H}$ , įeinantis į vandens molekulę ir pasižymintis dideliu mobilumu vandeningoje terpėje) (mobilieji radionuklidai);
- cezio izotopus ( $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) ir „korozinius“ radionuklidus ( $^{60}\text{Co}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{54}\text{Mn}$ ) (gama spinduliuotės radionuklidai) ir kitus galimus radionuklidus (Marcinkevičius 1995; UAB „Sweco BKG“ 2006).

Daugelis radionuklidų įvairiais keliais (su globaliomis iškritomis, po avarijų) patekę į atmosferą yra pernešami su oro srautais ir vėliau nusėda ant žemės paviršiaus bei patenka į paviršinius ir požeminius vandenis. V. Nimis teigia (1996), kad nevienodą radionuklidų polinkį migracijai ir biologinį jų prieinamumą, lemia skirtingos radionuklidų fizinės-cheminės formos iškritose, kintantis jų santykis skirtinguose išmetimo ruožuose, skirtinga jų transformacijos dirvožemyje dinamika, įtakojama dar ir fizinių-cheminių dirvožemio savybės, jo mineraloginės sudėties ir vandens režimo. Patekę į vandeningus sluoksnius, kartu su gruntiniu vandeniu radionuklidai migruoja ir

sklaidosi link iškrovos zonų (paviršinių vandens telkinių). Taip migruodami gali patekti į geriamojo vandens šaltinius – gyventojų šulinius bei vandenvietes. Radionuklidų migracijai gruntiniame vandenyje didelę reikšmę turi advekcija ir dispersija (Grigaliūnienė *et al.* 2001). Yra nedidelė tikimybė, kad įvykus avarijai teršalai iš AE objektų į paviršinio vandens telkinius gali patekti dėl paviršinės nuoplovos su lietaus arba sniego tirpsmo vandeniu (radioaktyvių atliekų sandėliavimo metu ar pan.) (UAB „Sweco Lietuva 2012).

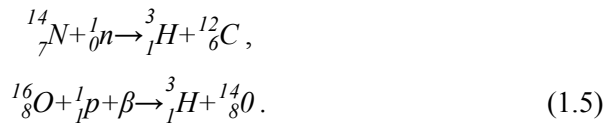
AE potencialios taršos didžiausias poveikis yra gruntinio vandens kokybei. Požeminis vanduo yra sudėtinė hidrosferos dalis. Ji yra žemiau aeracijos zonos – vandeniu neprisotintų nuogulų, slūgstančių tarp žemės paviršiaus ir požeminio vandens paviršiaus. Gruntinis vandeningas sluoksnis slūgso pačiame kvartero dangos viršuje ant pirmojo ištisinio vandeniui nelaidaus sluoksnio (UAB „Vilniaus hidrogeologija“ 2008). Todėl AE būtina vykdyti tiek požeminio tiek paviršinio vandens radiacinį monitoringą.

Tritis – vienas pagrindinių radionuklidų AE aplinkoje, kuris dažnai naudojamas požeminiame vandenyje kaip taršos indikatorius.  $^3\text{H}$  yra trumpaamžis vandenilio izotopas, jo pusėjimo trukmė yra 12,32 metų (Lucas, Unterweger 2000; Prokopčičuk 2011; Wang *et al.* 2001). Tritis susidaro iš natūralių ir antropogeninių šaltinių (MacKenzie 2000), yra lengvai migruojantis radionuklidas aeracijos zonos drėgme ir gali patekti į vandeningus sluoksnius (Wang *et al.* 2001). Sistemingi  $^3\text{H}$  stebėjimai krituliuose buvo pradėti branduolinėje epochoje, 1952 m. Kanadoje, Otavoje. Tričio stebėjimus krituliuose pirmasis pradėjo R. Brownas. R. Brownas stebėjo apie du dešimtmečius išlikusi žymų  $^3\text{H}$  aktyvumo koncentracijos krituliuose padidėjimą po pagrindinių termobranduolinių sprogdinimų atmosferoje. Iki termobranduolinių sprogdinimų foninė  $^3\text{H}$  krituliuose buvo apie 0,6–1,2 Bq/l. Didžiausia  $^3\text{H}$  koncentracija krituliuose buvo 1962 – 1963 metais ir siekė iki 720 Bq/l vasaros mėnesiais šiaurės pusrutulyje. Po branduolinių sprogdinimų moratoriumo nuo septintojo dešimtmečio pradžios  $^3\text{H}$  koncentracija krituliuose eksponentiškai mažėjo ir šiuo metu dažniausiai neviršija 1,2 Bq/l. Maksimalios vertės nustatytos pavasarį ir vasarą, o minimalios – rudenį ir žiemą. Šiuo metu požeminiame vandenyje  $^3\text{H}$  koncentracija kinta nuo <0,12 iki 1,2 Bq/l.

$^3\text{H}$  aktyvumas yra išreiškiamas absoliučiais vienetais – tričio vienetais (TV), todėl nėra reikalingas palyginamasis standartas. Vienas TV atitinka vieną  $^3\text{H}$  atomą iš  $10^{18}$  įprasto vandenilio atomų  $^1\text{H}$ . Tričio vienetai susiję su radioaktyvumo vienetais (branduolių skilimo skaičiumi per sekundę):

$$1\text{TV} = \frac{1T}{10^{18}\cdot H} = 0,12\text{Bq/l}. \quad (1.4)$$

Atmosferoje  $^3\text{H}$  susidaro, vykstant kosminių spindulių branduolinėms reakcijoms su atmosferoje paplitusių cheminių elementų atomų branduoliais.



Panašiose branduolinėse reakcijose  ${}^3\text{H}$  susidaro branduolinių sprogdinimų metu bei įvairios paskirties branduoliniuose reaktoriuose (Libby 1946).

Skildamas  ${}^3\text{H}$  skleidžia mažos energijos beta daleles ir pavirsta  ${}^3\text{He}$ :



Abiejų šaltinių – gamtinės ir antropogeninės – tritis su krituliais patenka į hidrologinį ciklą. Jo buvimas požeminiame vandenyje rodo aktyvią požeminio vandens mitybą. Kadangi tritis yra vienintelis radioaktyvus vandens molekulės izotopas, tai jį vienintelį galima panaudoti tiesioginiam požeminio vandens datavimui.

*${}^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas požeminiuose ir paviršiniuose vandenyse planuojamos AE apylinkėse*

Planuojama AE yra šalia anksčiau veikusios IAE teritorijos. Todėl svarbu įvertinti ar ankstesnė IAE veikla nepadarė neigiamo poveikio paviršiniams ir požeminiams vandenims. Iki IAE veiklos sustabdymo, IAE elektros energijos gamyba nutraukta 2009 m. gruodžio 31 d., veikė du RBMK-1500 tipo reaktoriai (arba kanalinio tipo šiluminių neutronų vandens – grafito branduolinis reaktorius). Reaktorių kuras – 2 ir 2,4 % pradinio įsodrinimo  ${}^{235}\text{U}$  dioksidas. Pirmasis reaktorius – šiaurinėje IAE aikštelės dalyje, o antrasis prijungtas prie pirmojo iš rytų pusės. Reaktorių blokai apsupti kitais pagalbiniais ir administraciniais pastatais. IAE technologiniame procese, be panaudoto branduolinio kuro atliekų, susidarydavo įvairaus būvio (skysto ir kieto) radioaktyviosios medžiagos. Šių medžiagų tvarkymas sukonzentruotas IAE radioaktyviųjų atliekų saugykloje, kuri įrengta vakarinėje IAE dalyje, šalia I reaktoriaus. Radioaktyviųjų atliekų saugykla – tai technologinių, dažniausiai antžeminių statinių ir komunikacijų kompleksas susidedantis iš:

- skystų atliekų perdirbimo saugyklos;
- kietų atliekų saugyklos;
- žemo radioaktyvumo atliekų saugojimo aikštelės ir pramoninių atliekų poligono.

Branduolinio kuro saugykla įrengta rytinėje IAE dalyje, šalia buvusios III reaktoriaus statybietės. Panaudotas branduolinis kuras bus laikomas 50 m laikinoje saugykloje (PKLS), o kietų ir radioaktyviųjų atliekų tvarkymo komplekse (B3) bus apdorojamos ir saugojamos mažo ir vidutinio aktyvumo radioaktyviosios atliekos, saugyklų komplekse (B4) bus dvi saugyklos –

ilgaamžėms ir trumpaamžėms radioaktyviosioms atliekoms. Nauja sauso tipo laikino naudojimo branduolinio kuro, išimto iš 1-ojo ir 2-ojo energijos blokų, saugykla (LPBKS) planuojama pradėti eksploatuoti 2017 m. spalio mėn. Po to visas panaudotas branduolinis kuras bus talpinamas į naują PLKS, eksploatavimo laikotarpio trukmė numatyta iki 2065 m. (UAB „Sweco Lietuva“ 2012; IAE 2014 ). Šio projekto įgyvendinimas užtikrins, kad Ignalinos AE bus įrengti įrengimai bei įranga, užtikrinanti saugų panaudoto branduolinio kuro išėmimą iš kuro laikymo baseinų, jo pervežimą į naują saugyklą bei saugų jo laikymą ne mažiau kaip 50 m.

Iš IAE į Drūkšių ežerą išleidžiamų radioaktyviųjų medžiagų aktyvumas buvo stebimas iki nutraukiant elektros energijos gamybą ir yra nuolat stebimas toliau, atliekant monitoringą. Radionuklidų išmetimo į aplinką iš branduolinės energetikos objektų tvarką nustato Valstybinės atominės energetikos saugos inspekcijos viršininko įsakymas dėl branduolinės saugos reikalavimų BSR-1.9.1-2011 „Radionuklidų išmetimo į aplinką iš branduolinės energetikos objektų normos ir reikalavimai radionuklidų išmetimo į aplinką planui“ (Valstybės žinios 2011). Remiantis šiuo dokumentu nustatyta tvarka, Aplinkos ministerija išduoda leidimą AE išmesti (išleisti) į aplinką radioaktyvias medžiagas. Informacija apie tritį (2000–2007 m.) nuotekose į ežerą yra pateikta 1.11 lentelėje (IAE ataskaita ITOor-0545-15 2008). Matome, kad tričio aktyvumai skiriasi 11,9 % nuo ribinio aktyvumo, nustatyto Aplinkos ministerijos 2005-12-16 leidime.

Tričio tūriniai aktyvumai matuoti Ignalinos AE pramoninės aikštelės ir panaudoto branduolinio kuro saugyklos (PBKS) stebimųjų gręžinių vandenyje 1999–2013 metų laikotarpiu (1.12 ir 1.13 lentelė).

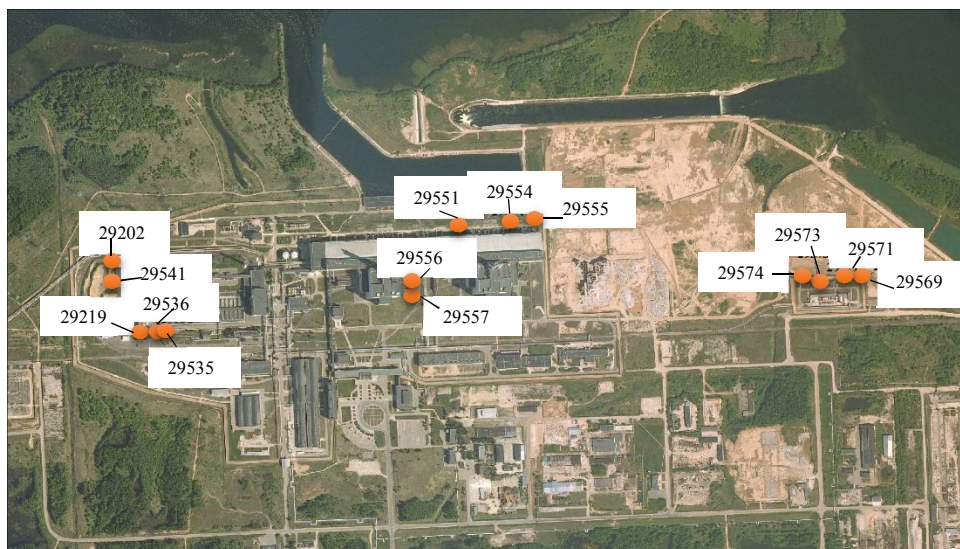
Pramoninėje aikštelėje matavimai atlikti 54 gręžiniuose, panaudoto branduolinio kuro aikštelėje – 19, kurie įrengti į gruntinį vandeningą sluoksnį ir yra nuo 9 iki 31 m gylyje.  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas kito plačiose ribose nuo 0 iki 6450 Bq/l,  $^3\text{H}$  neaptiktas 5 gręžiniuose.

Siekiant parodyti tričio tūrinių aktyvumų IAE teritorijoje kaitos tendencijas, yra pateikti daugiamečiai 1999–2013 m. duomenys, 5 gręžinių (29202, 29219, 29535, 2936 ir 29541) duomenys, kuriuose radionuklidų tūrinis aktyvumas yra pats didžiausias (1.12 lentelė), ir 5 gręžinių (29555, 29569, 29571, 29573 ir 29574), kurie yra arčiausiai planuojamos AE aikštelės (1.13 lentelė). 1.5 paveiksle pateiktas stebimųjų gręžinių tinklas.

**1.11 lentelė.** Iš IAE į Drūkšių ežerą su nuotekomis 2000–2007 m. išmesto  $^3\text{H}$  tūriniai aktyvumai ir AM (2005–12–16 leidime) nustatyti ribiniai aktyvumai (MBq/m)

**Table 1.11.** Tritium activity from Ignalina NPP to Lake Drūkšiai during 2000–2007 year and Environmental ministry limits (MBq/year)

Metai								Metinis ribinis aktyvumas, MBq/m	Išleisto aktyvumo % nuo ribinio aktyvumo
2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007		
$8,7 \cdot 10^5$	$5,7 \cdot 10^5$	$9,7 \cdot 10^5$	$6,8 \cdot 10^5$	$7,5 \cdot 10^5$	$3,24 \cdot 10^6$	$5,76 \cdot 10^5$	$6,48 \cdot 10^5$	$8,73 \cdot 10^6$	11,9



**1.5 pav.** Stebimųjų gręžinių tinklas IAE ir PBK teritorijoje (IAE ataskaita 2008)

**Fig. 1.5.** The observation wells network at IAE and PBK site (IAE report 2008)

Atlikus gruntinio vandens bandinių  $^3\text{H}$  tūrinio aktyvumo analizę matyti, kad 1999–2007 m. laikotarpiu 29202, 29219, 29535 ir 29536 gręžinių vandenyje

$^3\text{H}$  tūriniai aktyvumai didėja, o 29541 gręžinio vandenyje  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas išlieka gana didelis. Didžiausias  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas nustatytas gręžinyje Nr. 29536 –  $6,24 \cdot 10^3$  Bq/l. Palyginus 1999–2006 m. požeminio monitoringo duomenis su 2007–2013 m. laikotarpio duomenimis pastebėta, kad  $^3\text{H}$  tūriniai aktyvumai IAE teritorijos požeminiame vandenyje sumažėjo, išskyrus gręžinyje Nr. 29202. Visi šie gręžiniai yra prie esamos kietųjų radioaktyviųjų atliekų saugyklos ir pramoninių atliekų poligono. Didesni  $^3\text{H}$  tūriniai aktyvumai gruntiniame vandenyje rodo apie ankstesnio laikotarpio tričio emisijas į aplinką IAE teritorijoje (šalia kietųjų radioaktyviųjų atliekų saugyklos ir pramoninių atliekų poligono), nes radionuklidų pernaša požeminiame vandenyje yra itin lėta. Didesnių  $^3\text{H}$  tūrinių aktyvumų priežastis gali būti nesandarūs esamų kietųjų radioaktyviųjų atliekų saugyklos pastatai. Švedijos SKB ICAB atliktoje esamos kietųjų radioaktyviųjų atliekų saugyklos saugos analizės ataskaitoje (IAE kietųjų radioaktyviųjų atliekų saugyklų saugos analizės ataskaita 2003) buvo pateikta išvada, kad šie pastatai gali būti naudojami kaip saugyklos ne ilgiau kaip iki 2011 m. Šiuose pastatuose dabar saugomos kietos radioaktyviosios atliekos bus išimtos, kai bus pradėtas eksploatuoti naujas IAE kietųjų atliekų tvarkymo ir saugojimo kompleksas.

**1.12 lentelė.** IAE aikštelės 5 stebėjimo gręžinių, kurių vandenyje tričio tūriniai aktyvumai (Bq/l) yra didžiausi (IAE ataskaitos nuo ITOor-0545–7 iki ITOor-0545–15)

**Table 1.12.** The tritium activity in 5 wells from Ignalina NPP (Ignalina report from ITOor-0545–7 to ITOor-0545–15; UAB „Sweco Lietuva“ 2012)

Metai	Gręž. Nr. 29202	Gręž. Nr. 29219	Gręž. Nr. 29535	Gręž. Nr. 29536	Gręž. Nr. 29541
1999	–	–	–	13,7	–
2000	9,9	–	–	122	–
2001	3,1	–	–	225	–
2002	42,7	94,6	534	2340	3940
2003	5,3	27,8	167	3260	3740
2004	8,9	46	2290	1040	3840
2005	15	47	4100	3100	2400
2006	310	160	4100	3900	2600
2007	1440	1240	5920	6450	2500
2008	1720	680	6240	6210	277
2009	1710	89,9	4750	1220	775
2010	1090	<3,3	4530	428	344
2011	1190	<3,3	3630	340	89,8
2013	1240	<3,3	2570	242	34,2

< – tūrinis aktyvumas mažesnis už prietaiso aptikimo ribą.

Galima padaryti išvadą, kad  $^3\text{H}$  koncentracijos didėjimo kai kuriuose gręžiniuose priežastis yra ne IAE pagrindinių įrenginių eksploatavimas, o esanti kietųjų radioaktyviųjų atliekų saugykla, iš kurios turi būti kaip galima greičiau išimtos ir galutinai apdorotos dabar ten saugomos kietosios atliekos.

Kita situacija yra 5 gręžiniuose (žr. 1.13 lentelę), kurie yra arčiausiai planuojamos AE aikštelės. Šių stebėjimo gręžinių vandenyje, kaip ir daugumos kitų IAE teritorijoje esančių gręžinių (29556, 29554, 29551, 29557 ir kt.), tričio tūriniai aktyvumai nustatyti maži ar žemiau detektavimo ribos, todėl galima teigti, kad neigiamas poveikis požeminiams vandenims planuojamos AE aikštelėje iš ankstesnės IAE veiklos nebus juntamas.

Drūkšių ežere ir kituose IAE rajono paviršinio vandens objektuose  $^3\text{H}$  tūriniai aktyvumai pradėti tirti dar prieš IAE darbo pradžią (Jasiulionis *et al.* 1993; Mažeika *et al.* 1995; Mažeika *et al.* 1998). Prasidėjus IAE eksploatacijai, buvo pradėtas matuoti  $^3\text{H}$  ties IAE – naujuose su IAE susijusiuose kanaluose: vandens aušinimui paėmimo, pašildyto vandens išmetimo, pramoninės lietaus kanalizacijos (Radiacinės saugos centro projekto ataskaita 2007; Lietuvos valstybinė mokslo programa 1998).

**1.13 lentelė.** IAE pramoninės aikštelės 5 stebėjimo gręžinių, kurie yra išsidėstę arčiausiai planuojamos AE, tričio tūriniai aktyvumai (Bq/l), daugiamečiai duomenys (IAE ataskaitos nuo ITOor-0545-7 iki ITOor-0545-15)

**Table 1.13.** The maximum tritium activity in 5 wells from Ignalina NPP (Ignalina report from ITOor-0545-7 to ITOor-0545-15; UAB „Sweco Lietuva“ 2012)

Metai	Gręž. Nr. 29555	Gręž. Nr. 29569	Gręž. Nr. 29571	Gręž. Nr. 29573	Gręž. Nr. 29574
1999	–	–	1,6	0,9	1,5
2000	–	–	0,55	0,34	0,76
2001	–	–	2	1,3	2,1
2002	1,3	<	<	<	<
2003	3,5	<	3,6	<	1,1
2004	1,5	<	1,8	<	0,55
2005	5,6	2,9	2	2,6	2,6
2006	6,2	3,2	4	2,9	2,7
2007	3,5	4,8	5	<	<
2008	<3,3	<3,3	<3,3	<3,3	<3,3
2009	<3,3	<3,3	<3,3	<3,3	<3,3
2010	<3,3	<3,3	<3,3	<3,3	<3,3
2011	<3,3	<3,3	<3,3	<3,3	<3,3
2013	<3,3	<3,3	<3,3	<3,3	<3,3

< – tūrinis aktyvumas mažesnis už prietaiso aptikimo ribą.

Vandens ėminiai  $^3\text{H}$  matavimams buvo dažniausiai imami 1–2 kartus per metus. 2003–2004 metais  $^3\text{H}$  aktyvumas vandenyje buvo matuojamas beveik kas mėnesį (Radiacinės saugos centro projekto ataskaita 2007).

Gruntiniame (vietomis, ir spūdiniam) vandenyje  $^3\text{H}$  aktyvumai buvo pradėti matuoti IAE statybos laikotarpiu. Tada gruntinio vandens ėminiai  $^3\text{H}$  matavimams dažniausiai buvo imami iš kastinių šulinių – Kimbartiškės, Antalgės, Žibakių gyvenvietėse ir kaimuose. Sistemingas gruntinio vandens stebėjimo tinklas, apėmęs ne tik Lietuvos teritoriją, bet ir dalį Baltarusijos bei Latvijos, buvo įrengtas apie 1987 m. Tinklą sudarė apie 30 stebimų gręžinių iki 10 m gylio. Nuo tų laikų Lietuvos teritorijoje yra likę apie 15 stebimųjų gręžinių. Dauguma šios sistemos gręžinių tinkami  $^3\text{H}$  matavimams. (Radiacinės saugos centro projekto ataskaita 2007).  $^3\text{H}$  tūrinio aktyvumo tyrimai gruntiniame vandenyje pateikti 1.14 lentelėje.

**1.14 lentelė.**  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas gruntiniame vandenyje 2007 m. (Radiacinės saugos centro projekto ataskaita 2007).

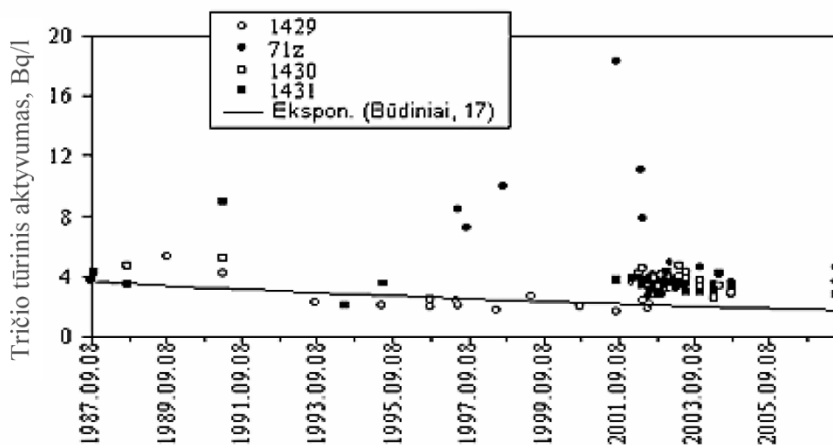
**Table 1.14 .** Tritium activity in groundwater in 2007 year (Radiation protection centre 2007).

Nr.	Ėminio paėmimo vieta	$^3\text{H}$ , Bq/l $\pm 1\sigma$
1	Zarasų raj., Būdiniai, gręž. 17g	1,6 $\pm$ 0,4
2	Zarasų raj., Būdiniai, gręž. 17g	1,2 $\pm$ 0,4
3	IAE apylinkės, Stabatiškė, gręž. 6k	1,3 $\pm$ 0,4
4	IAE apylinkės, Stabatiškė, gręž. 6k	0,5 $\pm$ 0,4
5	IAE apylinkės, Grikinėškė, pjezometras	1,1 $\pm$ 0,4
6	IAE apylinkės, pjezometras 40036p	2,5 $\pm$ 0,5
7	IAE apylinkės, gręž. 40036	2,5 $\pm$ 0,5
8	IAE apylinkės, gręž. 40035	1,0 $\pm$ 0,4
9	IAE apylinkės, Stabatiškės, gręž. 4	1,4 $\pm$ 0,4
10	IAE apylinkės, gręž. 71z	4,6 $\pm$ 0,5
11	IAE apylinkės, gręž. 1431	2,7 $\pm$ 0,5
12	IAE apylinkės, gręž. 35955	0,3 $\pm$ 0,4
13	IAE apylinkės, gręž. 1430	2,7 $\pm$ 0,5
14	IAE apylinkės, gręž. 1429	3,7 $\pm$ 0,5
15	IAE apylinkės, gręž. 35221	1,5 $\pm$ 0,5
16	IAE apylinkės, gręž. 35219	1,1 $\pm$ 0,5
17	IAE apylinkės, gręž. 35220	7,1 $\pm$ 0,7



$^3\text{H}$  tūrinio aktyvumo matavimai Drūkšių ežero vandenyje buvo atliekami įvairiu periodiškumu.  $^3\text{H}$  aktyvumas foniniuose objektuose (Drūkšių ežeras, Dysnų ežeras ir Smalvelės upė) mažėja. Tai yra dėl to, kad  $^3\text{H}$  aktyvumą, lemia globaliniai veiksniai, daugiausia vandenilinių bombų sprogdinimų sumažėjo beveik iki kosmogeninės kilmės sąlygoto  $^3\text{H}$  aktyvumo lygio. Skirtumas tarp foninių vandens objektų ir Drūkšių ežero rodo  $^3\text{H}$  aktyvumo padidėjimą, lemtą IAE eksploatacijos. Per 1980–2006 m. laikotarpį didžiausias  $^3\text{H}$  aktyvumas Drūkšių ežere buvo 2003 m. ir siekė apie 24 Bq/l. Skripkų ežere, kuris yra prie Visagino valymo įrenginių, didžiausias  $^3\text{H}$  aktyvumas buvo 2000 metais ir siekė 30 Bq/l. Tuo metu foniniuose objektuose  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas buvo apie 2–3 Bq/l, todėl apie 20–25 Bq/l sąlygojo IAE nuotekos.  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas papildomuose paviršinio vandens objektuose, tokiuose kaip vandens aušinimui paėmimo, pašildyto vandens išmetimo, pramoninės lietaus kanalizacijos kanalai, sistemingiau pradėtas matuoti apie 1992 m. Per visą stebėjimo periodą  $^3\text{H}$  aktyvumas kanaluose nustatytas šiek tiek didesnis už foninį aktyvumą (Radiacinės saugos centro projekto ataskaita 2007).

$^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas sistemingai buvo matuojamas gruntiniame vandenyje arčiausiai IAE esančiuose stebėjimo gręžiniuose – 71z, 1429, 1430, 1431. Šie stebėjimo taškai sudaro profilį gruntinio vandens tėkmės kryptimi nuo pat IAE aikštelės iki Drūkšių ežero.  $^3\text{H}$  koncentracijos stebėjimų periodas 1987–2007 metai (1.6 pav.).



**1.6 pav.**  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas gruntiniame vandenyje 1987–2007 metais (Radiacinės saugos centro projekto ataskaita 2007)

**Fig. 1.6.** Tritium activity in groundwater during 1987–2007 period (Radiation Safety center Project Report 2007)

Vandens ėminiai buvo imami ir iš foninio gręžinio pavadinimu Būdiniai, 17. Jis yra šiaurinėje Drūkšių ežero pakrantėje ir nėra susijęs su IAE. Didesnis už foninį  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas dažniausiai būdavo tik už kelių metrų nuo IAE aikštelės esančio 71z gręžinio vandenyje. Didžiausia  $^3\text{H}$  tūrinio aktyvumo vertė (18,3 Bq/l) buvo 2001 m. Foninis  $^3\text{H}$  lygis gruntiniame vandenyje tuo metu buvo apie 2 Bq/l. Tolstant nuo IAE  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas gruntiniame vandenyje nustatytas mažesnis (nedaug didesnis už foninį lygį). 1431 stebėjimo gręžinyje  $^3\text{H}$  aktyvumas buvo labai artimas foniniam lygiui, arba šiek tiek didesnis tik tais momentais, kai į gręžinio zoną pritekėdavo Drūkšių ežero vandens (Radiacinės saugos centro projekto ataskaita 2007).

## 1.7. Hidrogeologinių parametų nustatymas indikatoriniu metodu ir hidrogeologiniai modeliai

Hidrogeologinių sąlygų vertinimas branduolinių objektų aplinkoje ypač svarbus procesas, atliekant ilgalaikę radioaktyviųjų medžiagų pernašos prognozę požeminiame vandenyje. Radionuklidų migracijai požeminiame vandenyje didžiausią įtaką turi radionuklidų skilimo konstanta, sorbcijos koeficientas, hidrodinaminis režimas bei grunto filtracijos koeficientas (Sowmya *et al.* 2010; Wang *et al.* 2012).

### *Hidrogeologiniai parametrai*

Sprendžiant teršiančių medžiagų migracijos vandeninguosiuose sluoksniuose klausimus, susiduriama su *požeminio vandens tėkmės greičio* sąvoka. Kai hidraulinis požeminės tėkmės gradientas lygus vienetui, filtracijos koeficiento reikšmė lygi filtracijos greičiui  $v_f$ , tai seka iš Darsi formulės:

$$Q = -kS \frac{h_a - h_b}{L}, \quad (1.7)$$

čia  $Q$  – debitas (persifiltravusio vandens tūris per laiko vienetą),  $\text{m}^3/\text{d}$ ,  $k$  – proporcingumo koeficientas,  $S$  – skerspjūvio plotas,  $\text{m}^2$ ,  $h_a$ ,  $h_b$  – hidraulinis gradientas (vandens lygio taškuose  $a$  ir  $b$  skirtumui),  $L$  – atstumas tarp taškų,  $\text{m}$ .

Pagal šią formulę nustatytas filtracijos greitis vadinamas fiktyviuoju greičiu, nes jis suskaičiuojamas dalijant požeminio srauto debitą iš vandeningojo sluoksnio skerspjūvio ploto  $F$ , neatsižvelgiant į uolienų poringumą (Илецков 1973):

$$v_f = \frac{Q}{F}, \quad (1.8)$$

Požeminis vanduo teka tik uolienų poromis ir plyšiais, aplenkdamas kietąsias vandeningojo sluoksnio daleles. Todėl tikrasis požeminio vandens

srauto greitis yra didesnis. Taigi, tikrasis filtracijos greitis  $v_t$  – tai požeminio vandens tekėjimo uolienų poromis ir plyšiais greitis. Dažniausiai jis nustatomas dviem būdais:

1. dalijant fiktyvųjį greitį iš aktyviojo uolienų poringumo:

$$n_{ak} \cdot v_t = \frac{v_f}{n_{ak}}, \quad (1.9)$$

2. suskaičiuotas pagal lauko eksperimentinių darbų rezultatus, t. y. pagal atstumą tarp stebimų gręžinių ir laiko, per kurį žymiklis įveikia tą atstumą (Käss 1992; Dobkevičius 2001).

$$u = \frac{L}{t_{max}}, \quad (1.10)$$

čia  $L$  – atstumas tarp injekcinio ir stebimojo gręžinio, m;  $t_{max}$  – maksimalios žymiklio koncentracijos migracijos laikas, s.

Hidrogeologijoje yra naudojamas efektyviojo poringumo terminas, aprašantis besijungiančias poras, kuriomis gali tekėti vanduo. Nustačius žymiklio pernašos greitį galima suskaičiuoti efektyvų poringumą (Hall *et al.* 1991; Stephens *et al.* 1999):

$$v = \frac{KI}{n_e}, \quad (1.11)$$

čia  $K$  – filtracijos koeficientas, m/d;  $I$  – hidraulinis gradientas;  $v$  – žymiklio pernašos greitis, m/d.

Moksliniais tyrimais įrodyta, kad nuogulų ir uolienų laidumas priklauso nuo jų poringumo – pirminių (singenetinių) ir antrinių (epigenetinių) porų, kavernų, plyšelių ir plyšių bei kitokio pobūdžio tuštumų visumos. Kiekybiškai poringumas išreiškiamas procentiniu visų susisiekančių ir nesusisiekančių porų tūrio ir visos uolienos tūrio santykiu. Poringumo rodiklis yra būtinas sprendžiant daugelį požeminio vandens filtracijos ir teršiančių medžiagų migracijos poringoje aplinkoje uždavinių.

Kitas svarbus parametras aplinkos dispersiškumas – gebėjimas sklaidyti medžiagą, kuris priklauso nuo to, kokios uolienos sudaro vandeningą sluoksnį bei nuo medžiagos sklaidos kelio. Sluoksnyje sąveikaujant dviejų skirtingų koncentracijų skysčiams, vandeningajame sluoksnyje vykstant konvekciniam medžiagos pernešimo procesui, kartu vyksta ir kitas, difuzijos procesas, t. y. medžiagos sklaidimas dėl koncentracijos gradiento jos mažėjimo kryptimi. Šį procesą nusako molekulinės difuzijos koeficientas  $D_{MD}$ . Todėl dispersijos ir difuzijos procesų nulemta medžiagos sklaida turi būti sumuojama:

$$D = D_{HD} + D_{MD}, \quad (1.12)$$

čia  $D_{MD}$  – molekulinės difuzijos koeficientas;  $D_{HD}$  – hidrodispersijos koeficientas. Hidrodispersijos koeficiento skaitinė vertė priklauso nuo poringos

terpės geometrinės struktūros ir terpės (Luckner, Schestakow 1986; Гольдберг 1986).

Hidrogeologijoje sutinkamos sąvokos: vandeningo sluoksnio išilginė dispersija ir skersinė dispersija. Išilginė dispersija – tai priemaišų sklaida dėl skirtingų vandens srovelių judėjimo greičių, kai bendra srauto kryptis lieka ta pati. Išilginės dispersijos atveju priemaišų sklaida labiausiai priklauso nuo uolienu porų ir plyšių dydžių ir formų nevienodumo. Skersinė dispersija – tai priemaišų sklaida įvairiomis kryptimis dėl uolienu nevienalytiškumo.

Filtracijos koeficientas – vienas pagrindinių hidrogeologinių parametrų, nusakantis vandens gebą judėti vandeniu prisotinta poringa arba plyšiuota aplinka. Filtracija yra aprašoma Darcy dėsnio. Šis dėsnis yra vadinamas pagrindiniu arba linijiniu filtracijos dėsniu (Klizas 2006):

$$Q = kw \frac{H_1 - H_2}{l} = kw \frac{\Delta H}{l} = kwl, \quad (1.13)$$

čia  $H_1$  ir  $H_2$  – spūdžių reikšmės, m;  $w$  – skerspjūvio plotas,  $m^2$ ;  $l$  – atstumas tarp dviejų spūdžio taškų, m;  $k$  – filtracijos koeficientas, m/s;  $I$  – hidraulinis gradientas.

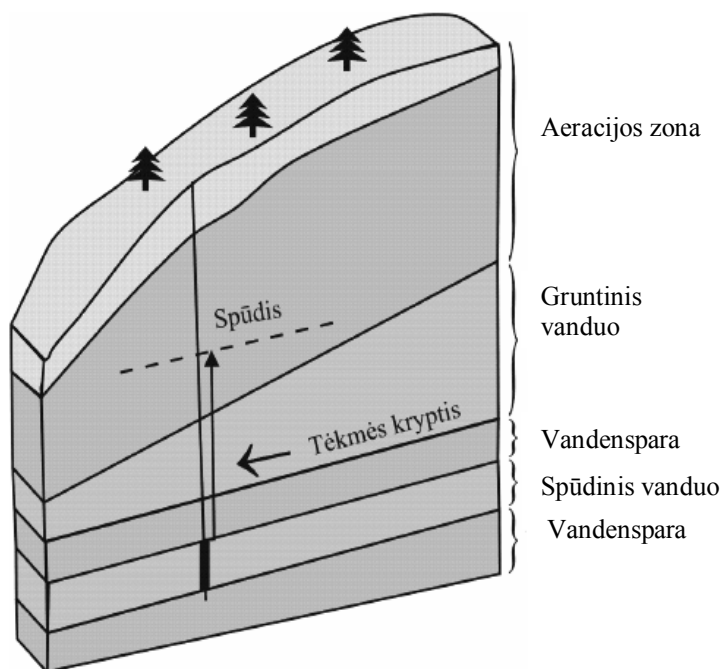
1857 m. prancūzų mokslininkas J. Dupiui (Jules Dupuit) į Darcy dėsnį įvedė filtracijos greičio sąvoką ir jį pritaikė spindulinio srauto debitams skaičiuoti. Tai leido suskaičiuoti vandens pritekėjimus į gręžinius, kasinius ir požeminius statinius. Įvedę į lygtį filtracijos greičio  $v$  sąvoką, gauname kitą Darcy dėsnio išraišką:

$$v \frac{Q}{w} = \frac{kwl}{w} = kI. \quad (1.14)$$

Ši lygtis rodo tiesinę filtracijos greičio priklausomybę nuo hidraulinio gradiento  $I$ .

Filtracijos srauto greičio lygtis aprašo visą filtracijos lauką, t. y. manoma, jog vanduo teka visur, net ir uolienu dalelėmis (1.7 pav.). Tačiau vanduo teka tik uolienu poromis bei plyšiais. Todėl filtracijos greitis yra fiktyvus vandens srauto greitis.

Tikrasis vandens judėjimo greitis taip pat gaunamas padalijus filtracijos greitį iš uolienu poringumo. Filtracijos koeficiento vertės kinta dideliu intervalu ir priklauso nuo uolienu porų bei plyšių dydžio, nuo uolienu vienalytiškumo (1.15 lentelė).



**1.7 pav.** Požeminio vandens srauto schema (Klizas 2006)

**Fig. 1.7.** Groundwater flow scheme (Klizas 2006)

**1.15 lentelē.** Būdingu uolienu filtrācijas koeficienta vērtēs (Klimas 2006)

**Table 1.15.** Intrinsic rock filtration coefficient values (Klimas 2006)

Uolienu aprašymas	Filtrācijas koeficients, m/d
Gargždas ir žvirgždas, labai sukarstėjusios klintys ir dolomitas, labai plyšiuotos uolienos	>100
Gargždas ir žvirgždas su smėliu, stambus smėlis, sukarstėjusios, plyšiuotos uolienos	100–10
Vidutinis ir smulkus smėlis, mažai plyšiuotos uolienos	10–1
Labai smulkus smėlis, priesmėlis, labai mažai plyšiuotos uolienos	1–0,1
Priemolis, beveik neplyšiuotos uolienos	0,1–0,001
Molis, tankus mergelis ir kitos tankios ir kietos uolienos	<0,001

Požeminio vandens srauto greičiui vertinti taikoma daug metodų. Vienas iš jų – gręžinių išpumpavimas (Maréchal *et al.* 2010; Tizro *et al.* 2010). Vanduo iš gręžinio yra pumpuojamas iki tol, kol vandens lygis gręžinyje tampa stacionarus. Tada matuojamas atsistatančio vandens greitis. Naujas metodas yra dipolinio srauto metodas (Kabala 2010). Šiuo atveju yra matuojamos filtracijos koeficiento vertės tiek horizontalia, tiek vertikalia kryptimis gruntinio bei spūdinio vandens sluoksniuose.

Laboratorijos sąlygomis atliekamas tiesioginis filtracijos koeficiento nustatymas, kai filtracijos koeficientas skaičiuojamas pagal vandens lygio kitimą, ir netiesioginiai metodai, kai filtracijos koeficientas suskaičiuojamas, nustatčius kitus parametrus (uolienų poringumą, granulimetrinę sudėtį ir kt.).

Eksperimentiniai tyrimai rodo, jog požeminio vandens tėkmės greitis ir filtracijos koeficiento vertės tiesiogiai priklauso nuo uolienų dalelių dydžio (granulimetrinės sudėties). Pavyzdžiui, padidėjus smulkiųjų dalelių kiekiui uolienose, sumažėja jų filtracijos koeficientas ir požeminio vandens tėkmės greitis.

#### *Hidrogeologiniai modeliai*

Hidrogeologinis modelis – tai supaprastintas sudėtingos gamtinės aplinkos (požeminės hidrosferos) pateikimas (Anderson, Woessner 1992). Hidrogeologiniai modeliai skirstomi į tris grupes: fizinius, analoginius ir matematinius (1.8 pav.).

Fizinis modelis naudojamas tada, kai tiriamas natūralus geofiltracijos procesas, tačiau sumažintu masteliu (pvz.: Kamensko vamzdelis, Darsi eksperimentas, Forhgeimerio filtracinis semtuvas ir kt.). Analoginio modelio pavyzdys gali būti elektriniai modeliai, paremti analogija tarp požeminio vandens filtracijos ir elektros srovės tekėjimo laidininku procesu. Šie modeliai skiriami į ištisinius ir tinklinius. Matematiniai modeliai remiasi matematinėmis priklausomybėmis, aprašančiomis požeminėje hidrosferoje vykstančius procesus. Pagal priklausomybių sprendimo metodus skirstomi į: analitinius, pusiau analitinius ir skaitmeninius. Matematinis modelis sprendžia diferencialines lygtis, aprašančias tiek požeminio vandens filtracijos, tiek jame ištirpusios medžiagos ar elementarių vandens dalelių migracijos procesus.

Erdviniuose matematiniuose modeliuose trimatė požeminio vandens filtracija izotropinėje aplinkoje bendroju atveju aprašoma lygtimi (McDonal 1994; Harbough *et al.* 2000; Harbough 2005):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) - Q_z = S_s \frac{\partial h}{\partial t}, \quad (1.15)$$

čia  $K$  – filtracijos koeficientas, m/s;  $h$  – požeminio vandens pjezometrinis lygis, m;  $Q_v$  – vandenvietės debitas, m<sup>3</sup>/d;  $x, y, z$  – linijinės koordinatės;  $S_s$  – vandengražos rodiklis;  $t$  – laikas, d.

Vandenyje ištirpusios medžiagos trimatė migracija kartu su požeminio vandens srautu aprašoma lygtimi (Zheng, Wang 1999):

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i C) + \frac{q_s}{n} C_s + \sum_{k=1}^N R_k, \quad (1.16)$$

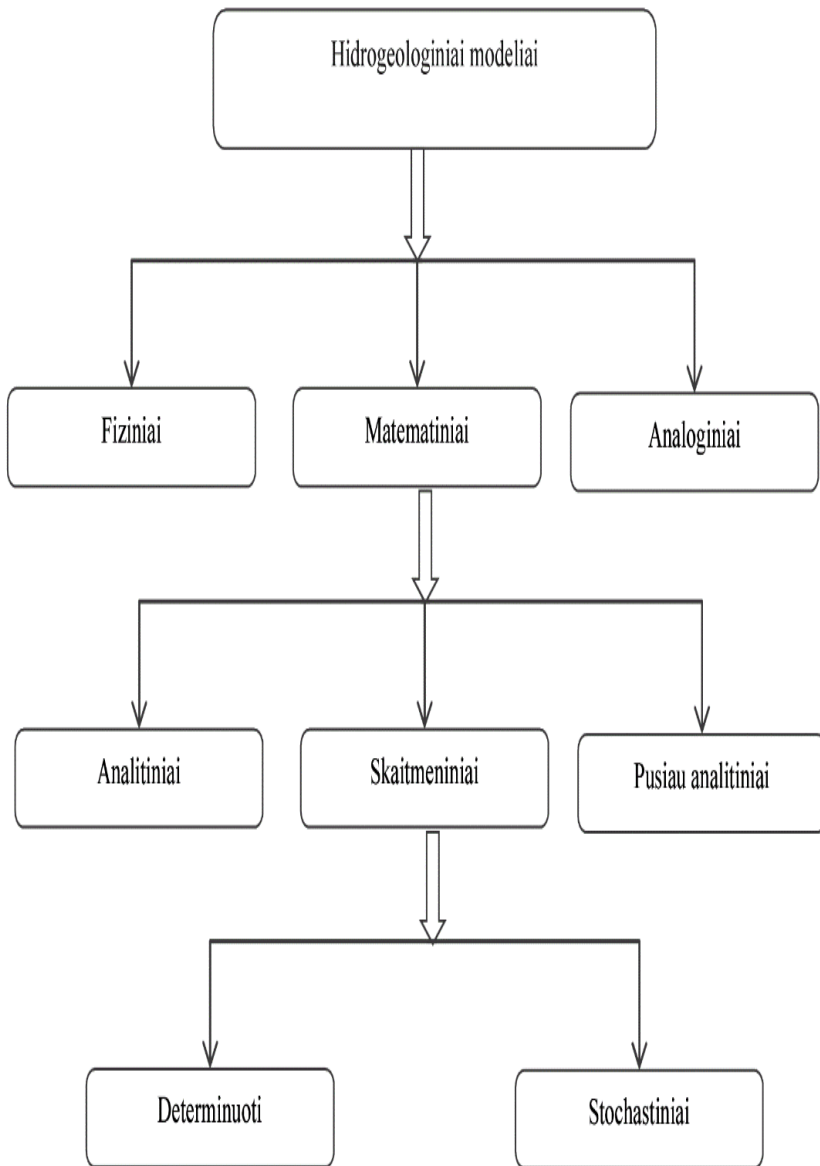
čia  $C$  – vandenyje ištirpusio komponento koncentracija, mg/l;  $t$  – laikas, s;  $x_i$  – atstumas pagal atitinkamos Dekarto koordinatės ašį;  $D_{ij}$  – hidrodinaminės dispersijos koeficientas;  $v_i$  – tikrasis filtracijos greitis, m/d;  $q_s$  – ir  $C_s$  – papildomo taršos prietakos arba nuotekų šaltinio debitas ir koncentracija;  $n$  –

vandenį telkiančių uolienų aktyvus poringumas;  $\sum_{k=1}^N R_k$  – cheminių reakcijų narys, apimantis sorbciją, biodegradaciją, radioaktyvų skilimą ir kitus procesus.

Sudarant erdvinis požeminio vandens filtracijos ir migracijos matematinis modelius, visa modeliuojama požeminės hidrosferos storumė (vandeningieji ir mažai laidūs dariniai) yra suskaidoma į skaičiuojamuosius blokus (celes, elementus) tiek horizontalia, tiek vertikalia kryptimi. Gaunamas erdvinis skaičiuojamų blokų (celių, elementų) tinklas ir kiekviename jų, pateikus reikalingus filtracinius ir migracinius parametrus, yra sprendžiamos diferencialinės lygtys (1.15), (1.16).

Požeminio vandens filtracijos ir migracijos procesų modeliavimo kompiuterinės programinės įrangos pasirinkimas yra gana platus. Lietuvoje požeminio vandens išteklių matematiniai modeliai yra sukurti naudojant licencinę JAV bendrovės Environmental Simulations Inc. programinę įrangą Groundwater Vistas (Rumbaugh 2010). Pagrindinės modeliavimo programos pateiktos 1.16 lentelėje.

MODFLOW ir FEFLOW yra dažniausiai naudojamos matematinės programos, kuriomis modeliuojama vandens tėkmių pernaša ir radionuklidų sklaida požeminiame vandenyje.



**1.8. pav.** Hidrogeologinių modelių tipai (Juodkazis *et al.* 2012)

**Fig.1.8.** Hydrogeological model types (Juodkazis *et al.* 2012)



**1.16 lentelė.** Modeliavimo programos, naudojamose hidrogeologijoje (Rumbaugh 2010; Juodkazis *et al.* 2012)

**Table 1.16.** Simulation program used in hydrogeology (Rumbaugh 2010; Juodkazis *et al.* 2012)

Programos pavadinimas	Paskirtis
MOD FLOW88, MODFLOW96, MODFLOW2000, MODFLOW2005, MODFLOW- USG(NWT); MODFLOWwin32	JAV Geologijos tarnybos programinė įranga, pasaulyje plačiausiai naudojama erdvinės (3D) požeminio vandens filtracijos procesams modeliuoti
MODFLOW-SURFACT MODFLOW-T	Požeminio vandens filtracijos ir vandenyje ištirpusios medžiagos migracijos 3D modeliavimas
MT3D, MT3D96, MT3D99, MT3DMS	Vandenyje ištirpusios medžiagos migracijos 3D modeliavimas
RT3D	Vandenyje ištirpusios medžiagos migracijos 3D modeliavimas, įskaitant chemines reakcijas su vandenį talpinančiomis uolienomis
MODPATH, PATH3D	Elementarių vandens dalelių migracijos 3D modeliavimas
PEST, WINPEST, UCODE	Požeminio vandens filtracijos ir vandenyje ištirpusios medžiagos migracijos 3D modelio kalibravimas
FEFLOW	Požeminio vandens filtracijos, vandenyje ištirpusios medžiagos, radionuklidų ir šilumos migracijos 3D modeliavimas
MS-VMS	Požeminio vandens filtracijos ir vandenyje ištirpusios medžiagos migracijos 3D modeliavimas
AQUA3D	Požeminio vandens filtracijos ir vandenyje ištirpusios medžiagos migracijos 3D modelio kalibravimas
SEAWAT	Požeminio vandens filtracijos ir vandenyje ištirpusios medžiagos migracijos 3D modelio kalibravimas
SWIFT	Požeminio vandens filtracijos, vandenyje ištirpusios medžiagos, radionuklidų ir šilumos migracijos 3D modeliavimas
FEMWATER	Požeminio vandens filtracijos ir vandenyje ištirpusios medžiagos 3D modeliavimas
MOC3D	Vandenyje ištirpusios medžiagos 3D modeliavimas
MIKE SHE	Viso 3D hidrologinio ciklo, įskaitant kritulius, paviršinio ir požeminio nuotėkio formavimąsi, požeminio vandens filtracijos ir vandenyje ištirpusios medžiagos migracijos procesų modeliavimas

*Hidrogeologinių parametų nustatymas indikatoriniu metodu*

Indikatorinis metodas pasaulinėje mokslo praktikoje yra naudojamas, tačiau Lietuvos sąlygomis jis dar netaikytas. Indikatorinis metodas – tai į požeminį vandenį dirbtinai įleistų druskų, radioaktyviųjų izotopų ar dažų sklaida požeminiu vandeniu. Šiuo metodu nustatomi ir patikrinami hidrogeologiniai parametrai *in situ*, nesuardant uolienų struktūros bei nepažeidžiant natūralios geologinės aplinkos. Todėl šis metodas, palyginti su laboratoriniais hidrogeologinių parametų nustatymo metodu, yra tikslesnis, tačiau reikia atlikti daug bei periodinių eksperimentinių lauko darbų.

**1.17 lentelė.** Dirbtinės kilmės žymikliai (Käss 1999)**Table 1.17.** Artificial tracers (Käss 1999)

Fluorescuojantys žymikliai	Druskos	Radioaktyvūs žymikliai	Suaktyvinti žymikliai	Sudėtingesni žymikliai	Kietos dalelės
Eosinas	Chloridai ( $\text{Na}^+\text{Cl}^-$ , $\text{K}^+\text{Cl}^-$ )	Tritis ( $^3\text{H}$ )	Bromidas ( $^{80}\text{Br}$ )	Dujos ( $\text{SF}_6$ )	„Lycopodium“ sporos
Uraninas	Litis ( $\text{Li}^+$ )	Chromas ( $^{51}\text{Cr}$ )	Indis ( $^{116}\text{In}$ )	„Sunkus“ vanduo ( $^2\text{H}$ )	Nefluorescuojančios dalelės
Rodaminas	Bromidai ( $\text{K}^+\text{Br}$ , $\text{Na}^+\text{Br}$ )	Indis ( $^{114\text{m}}\text{In}$ , $^{114}\text{In}$ )	Manganas ( $^{56}\text{Mn}$ )	Fluorobenzojinės rūgštys	Bakterijos/virusai
Piraninas	Jodidai ( $\text{K}^+\text{I}$ )	Kobaltas ( $^{58}\text{Co}$ , $^{60}\text{Co}$ )	Lantanas ( $^{140}\text{La}$ )	Nefluorescuojantys dažai	Bakteriofagai
Naftenatas		Bromidas ( $^{82}\text{Br}$ )	Disprozis ( $^{165}\text{Dy}$ )	Temperatūra	DNR
Amido RodaminasG					

Nemažai užsienio šalių (Šveicarija, Švedija, Italija, Čekija ir kt.) indikatorinius metodus taiko jau daugelį metų. Daugiausiai indikatoriniai metodai yra naudojami, nustatant požeminio vandens iškrovos sritis, upių vandens tėkmių greičių skaičiavimams, požeminio vandens tėkmių karstinėse uolienose tyrimams, dirvožemio tyrimams, sprendžiant agrarinius klausimus, galimos taršos analizei. Indikatorinis metodas gali būti taikomas branduolinių energetikos objektų – elektrinių ar radioaktyviųjų atliekų atliekynų – saugos analizei. Metodą galima taikyti visose darbų stadijose: tiek projektavimo, tiek statybos, tiek ir eksploatacijos metu. Įvairiose šalyse naudojami skirtingi

žymikliai. Dažniausiai naudojamos druskos, radioaktyvūs izotopai, dažai. Taip pat skiriasi ir metodika – įpylimai į gruntą, paviršinius vandens srautus, gręžinius.

Žymikliai gali būti gamtinės kilmės ir dirbtiniai. Taip pat jie skirstomi į radioaktyvius ir neradioaktyvius. Gamtinės kilmės žymikliai – žymikliai, esantys gamtoje. Dirbtinės kilmės – druskos, radioaktyvūs izotopai ar dažai. Plačiausiai naudojami pasaulyje (JAV, Šveicarija, Vokietija, Švedija ir kt.) dirbtiniai žymikliai pateikiami 1.17 lentelėje.

*Fluorescuojantys žymikliai (dažai)*

Fluorescuojantys žymikliai yra populiariausi dirbtiniai žymikliai, naudojami hidrogeologijoje dėl paprasto naudojimo, nesudėtingo matavimo, išmatuojama mažų koncentracijų, eksperimentui reikalingų mažų koncentracijų, nepavojingumo aplinkai, mažų kainų. Dažniausiai naudojami: uraninas, rodaminas ir eosinas, kurių formulės pavaizduotos 1.9 paveiksle.

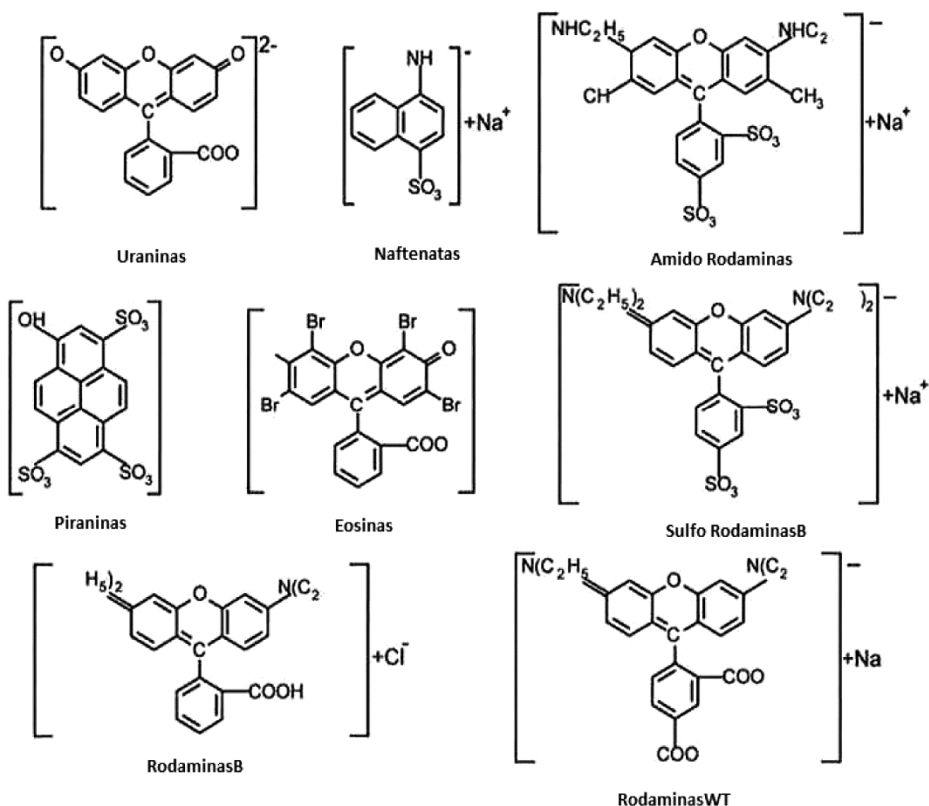
Fluorescencijos intensyvumas priklauso nuo fizikinių savybių, kvantinės išieigos, išnykimo koeficiento, žymiklio koncentracijos (1.18 lentelė).

Fluorescencija daugiausiai priklauso nuo šviesos, be to cheminiai, mikrobiologiniai (metabolizmas) efektai gali daryti įtaką fluorescencijos degradacijai vandens ėminiuose ir natūraliame vandenyje. Fluorescuojantys žymikliai dažniausiai matuojami fluorimetriniu metodu.

**1.18 lentelė.** Fluorescuojančių (dažų) žymiklių savybės (Käss 1998)

**Table 1.18.** Fluorescent (dye) tracers properties (Käss 1999)

Dažai	Santykinis fluorescencijos intensyvumas (Uraninas = 100 %)	Aptikimo riba, $\text{mg/m}^3$	Sužadinimas/emisija, nm
Naftenatas	18	0,2	325/420
Piraninas	18	0,06	455/510
Uraninas	100	0,001	491/516
Eosinas	11,4	0,01	515/540
Amido rodaminas G	32	0,005	530/555
Rodaminas B	9,5	0,02	555/575
Rodaminas WT	10	0,02	560/585
Sulfo Rodaminas B	7	0,03	561/586



**1.9 pav.** Fluorescuojančių žymiklių struktūrinės formulės  
(Käss 1998; Flury, Way 2003)

**Fig.1.9.** Structural formula of Fluorescent tracers (dyes) (Käss 1998; Flury, Way 2003)

### Druskų žymikliai

Druskų žymikliai naudojami hidrogeologijoje, tiriant vandeningų sluoksnių bei vandeniui neprisotintos zonos ir paviršinių vandens telkinių (upelių ir šaltinių) (Singha, Gorelick 2005) vandens srauto kryptį, taip pat sprendžiant nuotėkio problemas iš upių ir kanalizacijos sistemų (Zellveger 1994; Reeves *et al.* 1998; Kollman *et al.* 1992; Hoffman, Dietrich 2004; Einsiedel 2005). Be to, šie žymikliai naudojami kaip alternatyva fluorescuojantiems žymikliams. Dirbtiniai druskų žymikliai plačiai naudojami karstiniuose regionuose (Gospodaric, Habic 1977). Tačiau šie žymikliai yra ne tokie jautrūs (aptikti reikalingos didelės koncentracijos) kaip fluorescuojantys dažai, todėl pastaruoju metu jie taikomi rečiau. Dažniausiai taikomi mažos apimtys eksperimentuose, nes reikalingi dideli kiekiai. Eksperimentuose naudojami druskų žymikliai ir jų savybės pateikiamos 1.19 lentelėje.

**1.19 lentelė.** Druskų žymiklių savybės (Appelo, Postma 2007; Scheffer, Schachtshabel 2008)

**Table 1.19.** Salt tracer's properties (Appelo, Postma 2007; Scheffer, Schachtshabel 2008)

Druska	Molekulinė formulė	Tirpumas vandenyje, 10°C	Molekulinė masė (g/mol)
Natrio chloridas	NaCl	357	58,44
Kalio chloridas	KCl	313	74,55
Natrio bromidas	NaBr	850	102,89
Chloridai	LiCl LiCl <sub>3</sub> H <sub>2</sub> O	820 (20°C) 672 (0°C)	42,39
Boraksas	Na <sub>2</sub> B <sub>4</sub> O <sub>7</sub> ·10H <sub>2</sub> O	16,2	96,38
Natrio jodidas	NaI	184 (25°C)	149,89

Anksčiau druskų koncentracijos vandenyje matavimo metodikos buvo labai sudėtingos. Šiuo metu matavimai atliekami jonų chromatografijos metodu (IC) ir atomų spektroskopijos metodais.

*Kietos kaip žymikliai dalelės*

Kietos dalelės, tokios kaip sporos, fitoplanktonas, bakterijos, virusai, mikroorganizmai taip pat gali būti naudojamos, kaip dirbtiniai žymikliai. Jos naudojamos labai specifiniuose eksperimentuose: nustatant vandens tėkmės kryptį ir hidraulinių ryšių tarp vandeningų sluoksnių. Tačiau jos, kaip kitos dalelės, neįvertina kitų parametrų. Dažniausiai kietos dalelės yra naudojamos karstinėse sistemose, taip pat naudojamos vandens taršai nustatyti vandentiekyje. Šiuo metu mikroorganizmai ir dreifuojančios dalelės naudojamos tiek vandeningų sluoksnių vandenyje, tiek aeracijos zonos drėgmėje, taip pat ir paviršinio vandens telkiniuose (Zötl 1974; Benischke *et al.* 1980; Hötzl *et al.* 1991; Sabir *et al.* 1999; Auckenthaler *et al.* 2002; Flury *et al.* 2003; Zvikelsky, Weisbrod 2006; Benischke *et al.* 2007; Göppert, Goldscheider 2008).

Aptikimo metodas yra geriausiu atveju pusiau kiekybinis, tačiau paprastai tik kokybinis. Norint aptikti sporas ar bakterijas, vanduo iš ėminio filtruojamas ir dalelės skaičiuojamos mikroskopu. Bakterijos ir bakteriofagai nustatomi auginimo metodu. Šitie metodai reikalauja daug laiko ir nepatogūs lauko sąlygomis. Yra galimybė taip pat matuoti fluorescencines mikrosferas, bakterijas ir žuvusias fluorescuojančias sporas, naudojant fluorimetrijos metodą (Käss 1982).

### Radioaktyvūs žymikliai

Radioaktyvūs žymikliai naudojami sprendžiant įvairias hidrologines problemas, susijusias su branduoline sauga (TATENA 2002). Šiuos žymiklius galima naudoti tik gavus leidimą iš atsakingų institucijų. Šiuo metu naudojami tie radioaktyvūs žymikliai, kurių pusėjimo trukmė trumpa ar yra mažo aktyvumo, tokie kaip  $^3\text{H}$ ,  $^{51}\text{Cr}$ ,  $^{114}\text{In}$  ir  $^{82}\text{Br}$  ir kt. Radioaktyvūs žymikliai, kurie naudojami hidrogeologiniams parametrams nustatyti pateikiami, 1.20 lentelėje.

**1.20 lentelė.** Radioaktyvių žymiklių savybės (Diaw *et al.* 2012)

**Table 1.20.** Radioactive tracers properties (Diaw *et al.* 2012)

Radioaktyvus izotopas	Pusėjimo trukmė, $T_{1/2}$	Skilimo tipas	Charakteristika
$^3\text{H}$	12,43 metai	$\beta$	Chemiškai identiškas vandeniui
$^{51}\text{Cr}$	27,7 dienos	$\gamma$	Mažai sorbuoja
$^{114\text{m}}\text{In}$	50 dienos	$\gamma$	Mažai sorbuoja
$^{114}\text{In}$	72 sekundės	$\beta$	Mažai sorbuoja
$^{58}\text{Co}$	70,8 dienos	$\gamma$	Mažai sorbuoja
$^{60}\text{Co}$	5,3 metai	$\gamma$	Mažai sorbuoja
$^{82}\text{Br}$	36 valandos	$\beta$	Labai mažai sorbuoja, chemiškai stabilus
$^{131}\text{I}$	8,05 dienos	$\beta$	Chemiškai nestabilus, sorbcija priklauso nuo oksidacijos
$^{24}\text{Na}$	15,0 valandos	$\beta$	Sorbuoja

Tritis, kaip sudėtinė vandens molekulės dalis, yra labai tinkamas eksperimentams. Tritis gali būti naudojamos tose aplinkose, kur nėra gamtinės kilmės tričio. Šiuo metu tritis naudojamas laboratoriniuose eksperimentuose ir labai užterštose teritorijose, kur negalima naudoti fluorescuojančių žymiklių (dažų) dėl didelės sorbcijos. Kaip nurodo K. Jonsson ir kt. (2004)  $^{51}\text{Cr}$  šiuo metu yra vienas iš plačiausiai naudojamų radioaktyvių žymiklių eksperimentuose.

### Kiti žymikliai

Prie kitų žymiklių priskiriami fluoro benzenkarboksirūgštis (FBA), stabilūs žymikliai ( $^2\text{H}$ ,  $^{18}\text{O}$ ), dujos, nefluorescuojančios medžiagos (McCarthy *et al.* 2000; Maloszewski *et al.* 2006; Wang *et al.* 2002).

Stabilūs izotopai (deuteris ( $^2\text{H}$ ),  $^{18}\text{O}$ ,  $^2\text{H}$ ,  $^3\text{H}$ ) taip pat yra tinkami žymikliai hidrogeologijoje. Dažniausiai šitie izotopai naudojami natūralūs, bet gali būti ir dirbtiniai. Tiek natūralūs, tiek dirbtiniai žymikliai yra identiški fizikine prasme. Tiek deuteris  $^2\text{H}$ , tiek ir  $^{18}\text{O}$  yra netoksiški, visiškai tirpūs, chemiškai ir

biologiškai stabilūs izotopai. Jie naudojami tiek laboratorijose, tiek lauko sąlygomis, norint nustatyti tekėjimą vandeningame sluoksnyje ir drėgmės judėjimą dirvožemyje (Calder 1992; Kalma 1998; Maloszewski *et al.* 2006).

Dujas kaip žymiklius pradėjo naudoti I. Carter (1959). Tačiau dėl sudėtingo paleidimo, vandens ėminių ėmimo ir matavimo metodikų jie nebuvo plačiai naudojami. Daugelis šių problemų buvo išspręstos iki 1990 m., todėl šie žymikliai pradėti naudoti plačiau (Solomon *et al.* 1998). Pasak (Watsono, Ledwello 2000) dažniausiai naudojamos dujos: helis, stabilūs kriptono izotopai, sieros heksafluoridas ( $\text{SF}_6$ ), neonas. Geriausios šių žymiklių savybės yra jų inertiškumas, netoksiškumas aplinkai (Solomon *et al.* 1998). Argonas nenaudojamas dėl esamų didelių kiekių aplinkoje, o ksenonas yra pakankamai brangus (Solomon 1998). Okeonologijoje naudojamas sieros heksafluoridas ( $\text{SF}_6$ ) jau daugelį metų ir jo naudojimas pradedamas ir hidrogeologijoje.

Pastaruosius 20 metų fluoro benzenkarboksirūgšties dariniai buvo naudojami hidrogeologijoje (Bowman, Gibbens 1992; McCarthy *et al.* 2000) kaip žymikliai. Iš viso yra 16 FBA darinių, dėl fluoro atomo skaičiaus ir padėties benzeno žiede, pasižyminčiu panašiomis fizinėmis–cheminėmis savybėmis ir elgesiu aplinkoje (Hu, Moran 2005). Visi jie gali būti naudojami kaip hidrogeologiniai žymikliai, kadangi natūraliomis sąlygomis jie neaptinkami, žema rūgšties jungimosi konstanta ( $\text{pK}_a$ ), kaip anijonai lengvai tirpsta vandenyje (Bowman, Gibbens 1992; Juhler, Mortensen 2002; Jaynes 1994; McCarthy *et al.* 2000; Dahan, Ronen 2001). Šios rūšies žymikliai apibūdinami kaip konservatyvūs, mažai sorbuojantys, tinkantys tiek laboratoriniams, tiek lauko eksperimentams. Pasak K. E. Wrighto, L. C. Hullo (2004) FBA nepavojingi žmonių sveikatai.

Prieš pradedant eksperimentą labai svarbu nustatyti pakankamą žymiklių masę, kad jie pasiektų stebimuosius gręžinius. Tačiau pasirinkta per didelė žymiklių masė gali užteršti aplinką ir daryti neigiamą poveikį žmonėms. M. S. Fieldas (2003) yra nurodęs 33 skirtingas formules, kaip apskaičiuoti reikalingą žymiklio masę eksperimentiniams tyrimams.

Svarbiausias dydis masei nustatyti yra vandens tūris ( $V_w$ ) ir žymiklio aptikimo riba. C. Leibundguto ir H. R. Wernlio (1982) metodas laikomas pagrindiniu metodu, kuris pasiteisino daugelyje eksperimentų:

$$M=10 \cdot C_B \cdot V_w, \quad (1.17)$$

čia  $C_B$  – foninė druskų žymiklio koncentracija vandenyje, (mg/l) arba radioaktyvių žymiklių aptikimo riba, Bq/l;  $V_w$  – vandens tūris,  $\text{m}^3$ .

Fluorescuojantiems (dažams) žymikliams  $C_B$  suskaičiuojama:

$$C_B=0,01a, \quad (1.18)$$

$a$  – konstanta, priklausanti nuo fluorescencijos intensyvumo, pvz., uranino – 1; eosino – 10; amido rodaminio – 3 ir pan.

Vandens tūris turi įtakos skaičiavimams. Kolonėlės eksperimentams  $V_w$  skaičiuojamas:

$$V_w = \pi \cdot r^2 \cdot L \cdot n, \quad (1.19)$$

čia  $r$  – stulpelio spindulys, m;  $n$  – medžiagos poringumas;  $L$  – stulpelio ilgis, m.

Kombinuotiems (monopolinis, dipolinis) eksperimentams  $V_w$  skaičiuojamas:

$$V_w = p \cdot \pi \cdot L^2 \cdot m \cdot n, \quad (1.20)$$

čia  $L$  – atstumas nuo injekcinio iki stebimojo gręžinio, m;  $m$  – vidutinis storis vandeningo sluoksnio, m;  $n$  – poringumas,  $p = 3$  dipoliniams eksperimentams, monopoliniams – 1.

Lauko eksperimentams vandeningame sluoksnyje  $V_w$  suskaičiuojamas:

$$V_w = 0,5 \cdot L^2 \cdot m \cdot n, \quad (1.21)$$

čia  $L$  – atstumas tarp injekcinio ir stebimojo gręžinio, m;  $m$  – vidutinis storis vandeningo sluoksnio,  $n$  – poringumas.

Eksperimentams, kurie atliekami šaltiniuose,  $V_w$  skaičiuojamas:

$$V_w = \pi \cdot L^2 \cdot m \cdot n, \quad (1.22)$$

čia  $L$  – atstumas nuo injekcinio gręžinio iki stebimojo gręžinio, m;  $m$  – vidutinis vandeningo sluoksnio storis, m,  $n$  – poringumas.

Paviršiniuose vandenyse  $V_w$  suskaičiuojamas:

$$V_w = L \cdot A, \quad (1.23)$$

čia  $L$  – atstumas nuo injekcinio gręžinio iki stebimojo gręžinio, m;  $A$  – upelio skerspjūvis.

Žymiklių masės skaičiavimams turi įtakos tai, ar eksperimentas atliekamas laboratorijoje, ar lauko sąlygomis, kokios yra vietovės gamtinės sąlygos. Prieš atliekant svarbu detalai ištirti vietovės geologiją ir įvertinti visus veiksniai, kurie gali daryti įtaką eksperimento rezultatus.

## 1.8. Pirmojo skyriaus išvados ir disertacijos uždavinių formulavimas

1. Literatūros analizė parodė, kad didžiausią įtaką radionuklidų migracijai požeminiame vandenyje turi radionuklidų skilimo konstanta, sorbcijos koeficientas bei grunto filtracijos koeficientas.



2. Hidrogeologiniams parametrų nustatyti Lietuvoje dažniausiai naudojami kiekybiniai lauko (injektavimo, išpumpavimo ir kt.) bei laboratoriniai nustatymo metodai. Daugelyje šalių naudojamas indikatorinis metodas, kuriuo nustatomi hidrogeologiniai parametrai *in situ*, nesuardant uolienų struktūros bei nepažeidžiant natūralios geologinės aplinkos. Šis metodas, palyginti su kitais hidrogeologinių parametrų nustatymo metodais, yra tikslesnis, tačiau reikia atlikti daug bei periodinių eksperimentinių lauko darbų. Žymiklių pasirinkimas yra gana platus fluorescuojančios medžiagos ir druskos yra vienos iš pigiausių medžiagų, lengvai išmatuojamos, netoksiškos aplinkai.

3. Atlikus mokslinės literatūros analizę nustatyta, kad dirvožemis – vienas iš svarbiausių dalių radionuklidų migracijos grandinėje. Radionuklidų migracija dirvožemyje priklauso nuo dirvodarinių uolienų tipo ir genetinių ypatybių, granulometrinės sudėties, organinės medžiagos kiekio, dirvožemio rūgštingumo (pH), antropogeninės apkrovos (vietinės ir regioninės) ir kitų dirvožemio cheminių bei fizinių savybių. Pavojingiausi radionuklidai dirvožemyje yra  $^{90}\text{Sr}$  ir  $^{137}\text{Cs}$ . Planuojamos AE teritorijoje ir šalia jos išmatuoti radionuklidų ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$  ir kt.) savitieji aktyvumai dirvožemyje yra panašūs į kitus Lietuvos vietovėse atliktus tyrimų rezultatus ir neviršija fono. Todėl papildomi dirvožemio tyrimai netikslingi.

4. Išanalizavus mokslinę ir techninę literatūrą nustatyta, kad požeminio vandens filtracijos ir migracijos procesų modeliavimo kompiuterinės programinės įrangos pasirinkimas yra platus. Darbe radionuklidų pernašai požeminiame vandenyje modeliuoti pasirinkta FEFLOW matematinė modeliavimo programa, kurią galima modeliuoti požeminio vandens filtracijos, vandenyje ištirpusių medžiagų ir radionuklidų migracijas.

5. Išnagrinėjus mokslinę literatūrą pastebėta, kad didesni gamtinės kilmės radionuklidų savitieji aktyvumai aptinkami statybinėse medžiagose, pagamintose iš žaliavos, iškastos radiologiškai aktyviuosiuose regionuose. Darbe tikslinga ištirti statybinių medžiagų liekanas, likusias po IAE veiklos, planuojamos AE aikštelėje bei įvertinti jų daromą įtaką požeminiam vandeniui.

Todėl šiame disertaciniame darbe nuspręsta planuojamos AE aikštelėje indikatoriniu metodu nustatyti hidrogeologinius parametrus, uraniną ir druską (NaBr) naudojant žymikliais, požeminio vandens tėkmių ir radionuklidų sklaidos analizei pritaikyti FEFLOW matematinį modelį, kalibravimui naudojant vandens lygio kaitos duomenis, modelio tikslinimui – indikatoriniu eksperimentu gautus hidrogeologinius parametrus. Taip pat nuspręsta nustatyti radionuklidų ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ) savituosius aktyvumus esančius statybiniame lauke.



---

## **Radionuklidų aktyvumo nustatymo ir sklaidos modeliavimo metodika**

Skyriuje aprašomas indikatorinis metodas, kuriuo nustatyti hidrogeologiniai parametrai planuojamos AE aplinkoje, vandens ėminių metodika, naudoti prietaisai, jų veikimo principas, fluorimetriniai tyrimai, cheminė analizė, tyrimo vieta. Nustatyti hidrogeologiniai parametrai buvo panaudoti modeliuojant tričio sklaidą požeminiame vandenyje planuojamos AE aplinkoje. Tričio savitasis aktyvumas nustatytas skystųjų scintiliatorių beta spektrometrijos metodu, kurio aprašymas pateiktas šiame skyriuje. Statybinio laužo bandinių tūriniai aktyvumai nustatyti gama spektrometru, metodo aprašymas pateikiamas šiame skyriuje. Šiame skyriuje aprašomos FEFLOW ir CXTFIT modeliavimo programos.

Šio skyriaus medžiaga buvo paskelbta 3 autorės publikacijose (Cidzikienė 2011, 2014a, 2014b).

## 2.1. Hidrogeologinių parametrų nustatymas indikatoriniu metodu planuojamos AE aikštelėje

Indikatoriniu metodu nustatyti priemaišų pernašos procesai ir parametrai (dispersija, poringumas, vandens tėkmių greitis ir kryptis).

Pagal žymiklio sklaidos kreivę yra nustatomas žymiklio pernašos greitis:

$$v = \frac{L}{t_{\max}}, \quad (2.1)$$

čia  $L$  – atstumas tarp injekcinio ir stebimojo gręžinio, m;  $t$  – laikas, per kurį atitekėjo maksimali žymiklio koncentracija, s (Davis *et al.* 1985).

Nustačius žymiklio pernašos greitį galima suskaičiuoti efektyvų poringumą ( $n_e$ ) (Hall *et al.* 1991; Stephens *et al.* 1999):

$$v = \frac{KI}{n_e}, \quad (2.2)$$

čia  $K$  – filtracijos koeficientas, m/d;  $I$  – hidraulinis gradientas;  $v$  – žymiklio pernašos greitis, m/d.

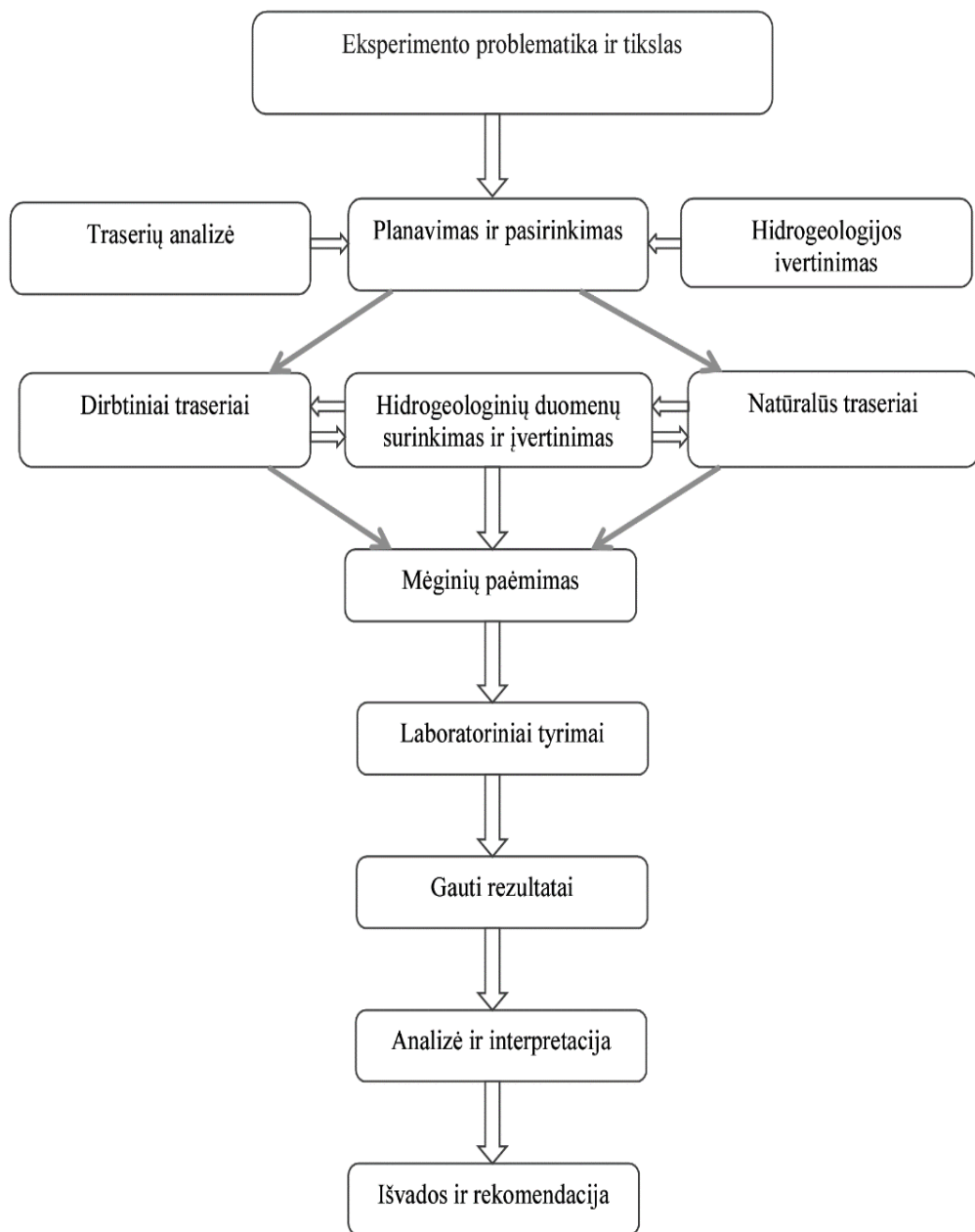
Dispersijos koeficientas nustatytas kompiuterinė CXTFIT programa.

### *Stebimųjų gręžinių tinklo sudarymas planuojamos AE aplinkoje*

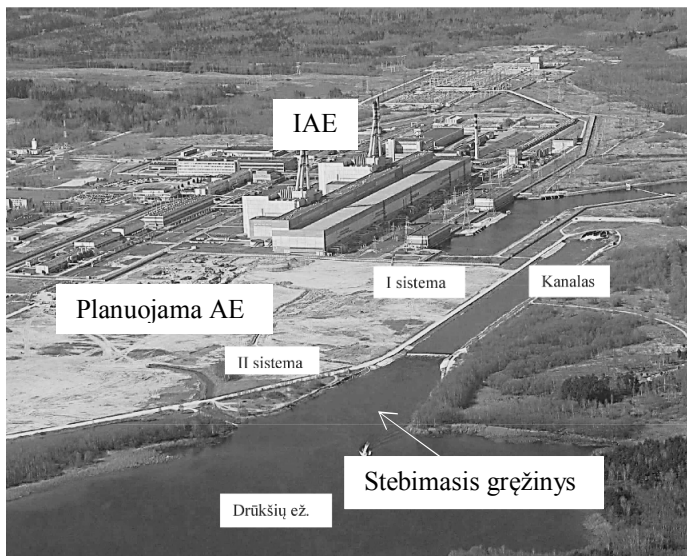
Planuojant eksperimentus su žymikliais labai svarbu įvertinti vietovės geologines ir hidrogeologines sąlygas, pasirinkti labiausiai tinkančius žymiklius nagrinėjamai teritorijai ir kt. Iš anksto teisingai sudarytas veiksmų planas palengvina atlikimą suplanuoto eksperimento ir užtikrina kokybišką rezultatą. Eksperimentinių darbų planas pateiktas 2.1 paveiksle.

Moksliniai eksperimentiniai tyrimai buvo atlikti planuojamoje AE aikštelėje, kuri yra šalia IAE ir Drūkšių ežero. 2013 m. birželio mėnesį šiaurinėje aikštelės dalyje buvo įrengtas stebimųjų gręžinių tinklas hidrogeologiniams parametrams nustatyti. Aikštelė savo šiaurine dalimi ribojasi su pirmo ir antro IAE bloko aušinančio vandens išleidimo kanalu, rytuose – Drūkšių ežeras, o pietuose ši teritorija apribota vakarų – rytų krypties keliu (2.2 pav.). Aikštelė rekultivuota, išlyginta ir padengta piltinio grunto sluoksniu.

Stebimųjų gręžinių tinklą sudaro dvi sistemos, kuriose iš viso yra 19 gręžinių. Dvylika gręžinių naujai įrengti, o septyni – egzistuojantys monitoringo gręžiniai. Atstumas tarp pirmosios ir antrosios sistemų – 470 m. Kanalas nuo pirmos ir antros sistemos injekcinių gręžinių (I1–1 ir I2–1) nutolęs 60 m atstumu. Šalia pirmos sistemos, vakarų kryptimi – IAE, pietinėje planuojamos AE aikštelės dalyje – PBKS.



**2.1 pav.** Eksperimentinių darbų plano schema  
**Fig. 2.1.** Scheme of experimental work



**2.2 pav.** Planuojamos AE aikštelės vieta

**Fig. 2.2.** Area of the experiment

Abiejų sistemų injekcinių ir stebimųjų gręžinių duomenys pateikti 2.1 lentelėje.

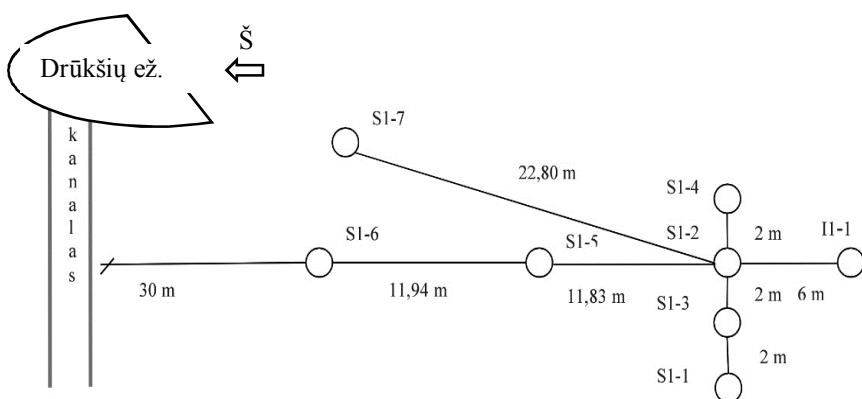
#### *I sistemos aprašymas*

Pirma sistema įrengta šiaurės vakariniame planuojamos AE aikštelės kampe (2.3 ir 2.4 pav.). Sistemą sudaro 8 gręžiniai, iš kurių 7 stebimieji (S1-1, S1-2, S1-3, S1-4, S1-5, S1-6, S1-7) ir vienas injekcinis gręžinys (II-1).

Šios sistemos visi gręžiniai įrengti iki 21,0 m gylio nuo žemės paviršiaus (2.1 lentelė). Geologinį pjūvį (2.5 pav.) viršutinėje dalyje iki 0,9–1,6 m gylio sudaro supiltinis gruntas. Po juo vietomis, iki 4,7–6,7 m gylyje slūgso moreninis smėlingas dulkingas molis. Tiriamas vandeningas sluoksnis, sudarytas iš vidutinio rupumo ir smulkaus smėlio. Gręžinyje Nr. II-1 smėlio sluoksnyje 14,5–16,0 m gylyje yra moreninio smėlingo dulkingo molio tarp sluoksnis. Gręžiniuose Nr. II-1, S1-1 ir S1-3 vandeningo sluoksnio padas yra 18,8–19,0 m gylyje nuo žemės paviršiaus, gręžiniuose Nr. S1-2, S1-5, S1-6 – 17 m gylyje, o gręžinyje Nr. S1-4 smėlio sluoksnio padas nepasiektas. Po smėlio sluoksniu, gręžiniuose (II-1, S1-1 ir S1-3) 20 m gylyje, slūgso moreninis smėlingas dulkingas molis. Gręžinys S1-7 įrengtas 4 m gylyje, gruntinio vandeningo sluoksnio horizonte, kurį sudaro supiltinis gruntas: smėlingas molingas aleuritas, su smėliu, organikos pėdsakais, nuo 1,35 m vandeningas sluoksnis. Gręžiniuose požeminio vandens lygis nusistovėjo 1,35–2,10 m gylyje nuo žemės paviršiaus.

**2.1 lentelė.** Gręžinių sistemų duomenys**Table 2.1.** Data about well systems

Gręž. Nr.	Gręžinių tipas		Koordinatės (LKS-94)		Gylis, m	Žemės pav. altitudės, m	Kolonos vamzdžio aukštis, m	Filtro metmenys, m			Kolona, mm
	Stebimasis/injekcinis	esamas/naujas	X	Y				nuo	iki	ilgis	
1 sistema											
I1-1	injekcinis	naujas	6166665,62	661805,45	20	143,58	0,65	10	19	9	90
S1-1	stebimasis	naujas	6166671,69	661801,47	20	143,79	0,40	10	19	9	90
S1-2	stebimasis	esamas	6166671,47	661804,59	19	143,52	0,86	9	14	5	125
S1-3	stebimasis	naujas	6166671,64	661803,12	20	143,65	0,50	10	19	9	90
S1-4	stebimasis	naujas	6166671,64	661806,15	20	143,55	0,75	10	19	9	90
S1-5	stebimasis	esamas	6166683,11	661802,51	21	143,63	0,82	13,5	16,5	3	100
S1-6	stebimasis	esamas	6166695,05	661800,70	21	143,76	0,82	15,7	18,7	3	100
S1-7	stebimasis	esamas	6166377,49	662242,62	4,0	143,93	0,5	3,6	2,1	1,5	75
2 sistema											
I2-1	injekcinis	esamas	6166690,11	662271,60	11	144,16	0,54	3,3	8,3	5	100
S2-1	stebimasis	naujas	6166697,43	662268,36	10	144,04	0,35	4,5	9	4,5	90
S2-2	stebimasis	naujas	6166697,31	662269,98	10	144,15	0,50	4,5	9	4,5	90
S2-3	stebimasis	esamas	6166697,14	662271,43	11	144,06	0,71	3,2	8,2	5	125
S2-4	stebimasis	naujas	6166697,16	662272,99	10	144,21	0,5	4,5	9	4,5	90
S2-5	stebimasis	naujas	6166697,31	662274,55	10	144,21	0,55	4,5	9	4,5	90
S2-6	stebimasis	naujas	6166704,04	662267,37	10	144,21	0,55	4,5	9	4,5	90
S2-7	stebimasis	naujas	6166704,09	662269,32	10	144,24	0,65	4,5	9	4,5	90
S2-8	stebimasis	esamas	6166704,19	662271,30	11	144,25	0,85	4	9	5	100
S2-9	stebimasis	naujas	6166704,16	662273,41	10	144,41	0,55	4,5	9	4,5	90
S210	stebimasis	naujas	6166703,99	662275,43	10	144,36	0,60	4,5	9	4,5	90



2.3 pav. I sistemos schema

Fig. 2.3. Scheme of the first system



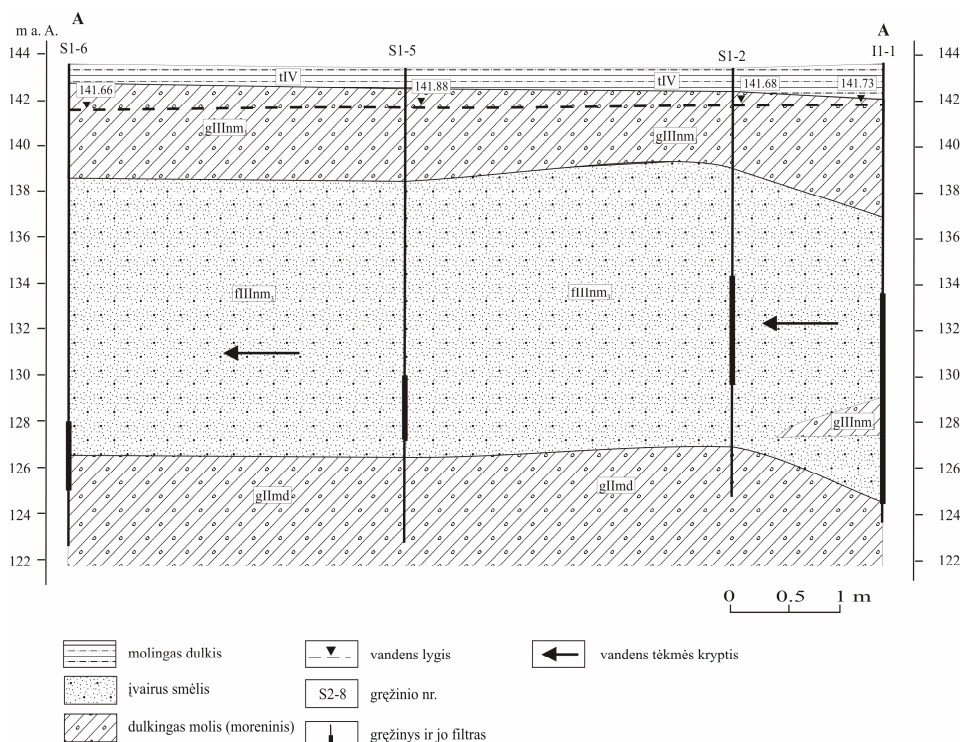
2.4 pav. Tyrimo vieta (I sistema)

Fig. 2.4. Area of the experiment (I system)

Naujai įrengtų gręžinių konstrukcija sudaryta iš filtrinės kolonos (90 mm skersmens ir 10,0 m ilgio PVC vamzdžio), filtro (90 mm skersmens ir 9,0 m ilgio perforuotas PVC vamzdis apvyniotas kaproniniu tinkleliu) ir sėdintuvo



(90 mm skersmens ir 1,0 m ilgio PVC vamzdžio). Gręžinio kolona ties filtru yra užpildyta rupiu smėliu, kontaktas tarp moreninio priemolio ir smėlio yra užpildytas 1,0–1,5 m storio kompaktito sluoksniu, kuris apsaugo vandeningą sluoksnį nuo podirvio vandens prietakos. Virš kompaktito, iki žemės paviršiaus, ertmė tarp gręžinio vamzdžio ir grunto sienelių užpildyta gręžimo šlamu (vyrauja smėlinis gruntas), kuris buvo tankinamas vandeniu. Gręžinio kolona yra išlindusi virš žemės paviršiaus ~ 0,7 m ir uždengta. Esamų gręžinių S1-2, S1-5, S1-6, S1-7 filtrinė kolona nuo – 75 iki 125 mm perforuotas PVC vamzdis, apvyniotas kaproniniu tinkleliu. Gręžinių kolona virš žemės paviršiaus iki 0,86 m, uždengta ir rakinama.

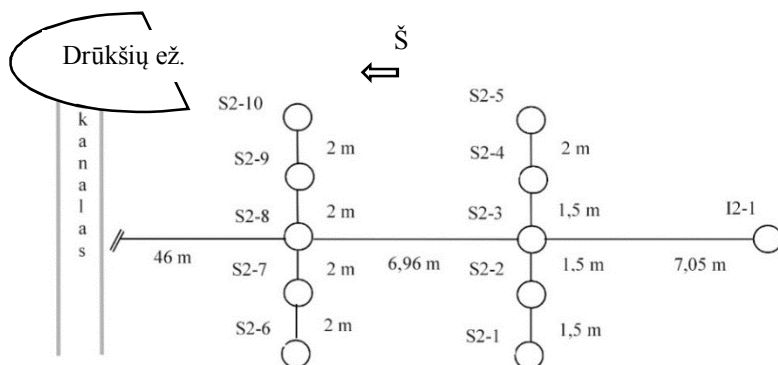


**2.5 pav.** I sistemos geologinis pjūvis

**Fig. 2.5.** Geological cross-section of I system

### *II sistema aprašymas*

Antra sistema (gręž. Nr. I2–1, S2-1, S2-2, S2-3, S2-4, S2-5, S2-6, S2-7, S2-8, S2-9 ir S2-10) įrengta šiaurinėje planuojamos AE aikštelės dalyje (2.6 ir 2.7 pav.).



2.6 pav. II sistemos schema

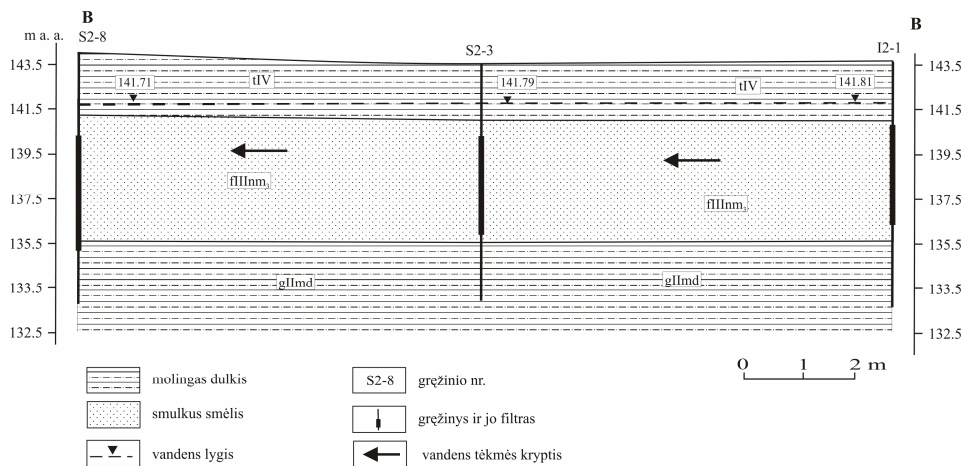
Fig. 2.6. Scheme of the second system



2.7 pav. Tyrimo vieta (II sistema)

Fig. 2.7. Area of the experiment (II system)

Šios sistemos visi gręžiniai įrengti iki 10,0 m gylio nuo žemės paviršiaus. Geologinį pjūvį (2.8 pav.) viršutinėje dalyje iki 2,3–2,7 m gylio sudaro piltinis gruntas. Po juo vietomis, iki 4,2–4,3 m gylio aptinkamas nedidelio storio durpių sluoksnis. Giliau slūgso vandeningas smulkus smėlis. Gręžiniuose Nr. S2-5 ir S2-10 smėlio padas yra 8,7 m gylyje nuo žemės paviršiaus, po juo moreninis smėlingas dulkingas molis. Likusiuose gręžiniuose smulkaus smėlio padas nepasiektas, vandens lygis gręžiniuose nusistovėjo 2,1–2,5 m gylyje nuo žemės paviršiaus.



2.8 pav. II sistemos geologinis pjūvis

Fig. 2.8. Geological cross-section of II system

Naujai įrengtų gręžinių konstrukcija yra tokia pati kaip I sistemos.



2.9 pav. Įrengtas gręžinys

Fig. 2.9. The equipped well

Esamų monitoringo gręžinių filtrinės kolonos skersmuo nuo 100 iki 125 mm. Vandeningam sluoksniui apsaugoti nuo paviršinio vandens gruntas ties gręžinio kolona betonuotas (2.9 pav.)

Gręžinių kolona yra virš žemės paviršiaus (iki 0,85 m) ir uždengta. Visų gręžinių galvutės sunumeruotos, nurodant sistemos ir gręžinio numerį (2.10 pav.).



**2.10 pav.** Gręžinio galvutė

**Fig. 2.10.** The wellhead

Įrengta gręžinio konstrukcija apsaugo požeminį vandenį nuo podirvio vandens pritekėjimo ir tuo pačiu neapriboja visų vandeningų sluoksnių nuo maišymosi.

*Žymiklio parinkimas ir paleidimas, vandens ėminių ėmimas*

Kaip minėta 1.7 poskyryje, įvairios medžiagos gali būti naudojamos kaip dirbtiniai žymikliai. Šiam eksperimentui pasirinktos dvi nebrangios, konservatyvaus elgesio aplinkoje bei lengvai išmatuojamos medžiagos – druska (NaBr) ir fluorescuojanti medžiaga (uraninas). Pagal 1.17 ir 1.18 lygtis apskaičiuota uranino ir druskos masė, reikalinga eksperimentui. Pagal skaičiavimus I sistemoje gauta uranino masė 500 mg, o II sistemoje – 50 mg. Druska (NaBr) buvo naudojama tik I sistemoje, kurios suskaičiuotas kiekis reikalingas eksperimentui – 1 kg.

Žymiklių sklaidos su požiminiu vandeniu analizei yra svarbūs atstumai tarp gręžinių. Tyrimų aikštelėse atstumai tarp injekcinio ir stebimojo gręžinio pateikti 2.2 lentelėje.

Taip pat yra svarbūs tiriamojo vandeningo sluoksnio geologiniai bei hidrogeologiniai parametrai: vandeningo sluoksnio vidutinis storis: pirmos sistemos – 12,3 m, o antros – 5,5 m (2.1 lentelė); abiejų sistemų grunto poringumas – 0,3.

Atsižvelgiant į planuojamos AE sudėtingas sąlygas ir darytus panašius tyrimus kitose vietovėse, žymiklio masė buvo padidinta kelis kartus.

Pirmoje sistemoje eksperimentas buvo atliekamas su fluorescuojančia medžiaga – uraninu ir druska (NaBr). Eksperimentas su fluorescuojančia medžiaga buvo atliekamas nuo 2013 m. spalio 7 d. iki 2014 m. sausio 13 d.

**2.2 lentelė.** I ir II sistemos atstumai tarp injekcinio ir stebimųjų gręžinių,  
**Table 2.2.** Distance between injection and monitoring wells, I and II systems

Gręžiniai	Atstumas, m	Gręžiniai	Atstumas, m
I1-1 – S1-1	6,30	I2-1 – S2-1	7,35
I1-1 – S1-2	6,00	I2-1 – S2-2	7,25
I1-1 – S1-3	6,20	I2-1 – S2-3	7,05
I1-1 – S1-4	6,20	I2-1 – S2-4	7,25
I1-1 – S1-5	17,83	I2-1 – S2-5	7,35
I1-1 – S1-6	29,77	I2-1 – S2-6	14,31
I1-1 – S1-7	28,80	I2-1 – S2-7	14,21
		I2-1 – S2-8	14,01
		I2-1 – S2-9	14,21
		I2-1 – S2-10	14,31

Pirmiausia iš injekcinio gręžinio buvo išsemta 40 l vandens. Į 20 l gręžinio vandens talpą įpilta 500 mg fluorescuojančios medžiagos ir tirpalas sumaišytas (2.11 pav.).



**2.11 pav.** Sumaišytas su gręžinio vandeniu žymiklis  
**Fig. 2.11.** Tracer mixed with well water

Gręžinio vanduo sumaišytas su žymikliu ir supiltas į injekcinį gręžinį, o vėliau supiltas likęs švarus gręžinio vanduo (20 l), kad geriau susimaišytų. Gręžinyje vanduo papildomai buvo maišomas semtuve, kad tolygiau pasiskirstytų

Eksperimentas su druska buvo atliekamas 2014 m balandžio 15–18 dienomis. Eksperimento metu druskos įpilimas į gręžinį atliktas kaip uranino atveju, skyrėsi tik druskos kiekis. Šiuo atveju buvo įpilta 1 kg druskos.

Į antros sistemos injekcinį gręžinį (I2–1) (2.6 pav.) buvo įleista 50 mg uranino. Iš injekcinio gręžinio buvo išsemta 30 l vandens. Į 20 l vandens įpilta 50 mg uranino medžiagos, tirpalas sumaišytas ir supiltas atgal į injekcinį gręžinį. Švarus gręžinio vanduo – 10 l taip pat supiltas atgal į injekcinį gręžinį. Gręžinyje vanduo buvo maišomas semtuve dėl tolygesnio medžiagos pasiskirstymo.

Prieš atliekant indikatorinius bandymus buvo atliktas gręžinių išpumpavimas, siekiant nustatyti preliminarinius hidrogeologinius parametrus. Pagal vandens lygio žemėją, gręžinį išpumpuojant, bei vandens lygio atsistatymo rezultatus buvo patikrintas hidraulinis ryšys tarp gręžinių bei apskaičiuoti filtracijos koeficientai, kurių vertės leido suskaičiuoti ėminių ėmimo pradžią ir periodiškumą.

#### *Vandens ėminių ėmimas*

Norint gauti kuo tikslesnius matavimo rezultatus labai svarbu teisingai paimti vandens ėminius. Vandens ėminių paėmimo pradžia ir periodiškumas nustatytas pagal žemiau pateiktas formules:

$$t_0 = t_p \sqrt{1 + (3P_D)^2} - (3P_D), \quad (2.3)$$

$$P_D = \frac{\alpha_L}{x}, \quad (2.4)$$

čia  $X$  – atstumas tarp injekcinio ir stebimojo gręžinio, m;  $\alpha_L$  – išilginė dispersija (heterogeninis smėlis),  $1 \div 3$ ;  $P_D$  – dispersija,  $m^2/d$ .



**2.12 pav.** Vandens ėminiai  
**Fig. 2.12.** Water samples



**2.13 pav.** Semtuvė  
**Fig. 2.13.** The sampler

Prieš imant vandens mėginį, vanduo gręžinyje buvo maišomas semtuve (2.13 pav.), pirmas ėminys išpilamas, o antras pilamas į 20 ml talpos indą.

Iš viso paimta 950 vandens ėminių: 630 iš pirmos sistemos stebimųjų gręžinių, o 320 – iš antros sistemos stebimųjų gręžinių (2.12 pav.). Prieš imant ėminį kitoje sistemoje semtuvė buvo plaunama švriu vandeniu. Ant kiekvieno vandens ėminio užrašytas sistemos ir gręžinio numeris bei ėminio paėmimo laikas.

#### *Fluorimetriniai matavimai*

Fluorescencija – tai viena iš fotoluminescencijos rūšių, kai medžiagos švytėjimas nutrūksta tuoj pat, kai tik pašalinamas sužadinimo šaltinis. Fluorescencija dažniausiai naudojama analizės tikslams, kuri gali būti matuojama dviejų tipų spektrometrais, t. y. prietaisais, kuriuose reikalingai spektro daliai išskirti, tam naudojami šviesos filtrai (fluorimetrai) arba monochromatoriai (spektrofluorimetrai). Fluorimetrai yra paprastesni, jiems būdingas didesnis šviesingumas, jais galima nustatyti mažesnius medžiagų kiekius. Spektrofluorimetrai yra universalesni ir pasižymi didesniu atrankumu (Mickevičius 1998; Bumelis 2002). Principinė fluorescencinio spektrometro schema pateikta 2.14 paveiksle.

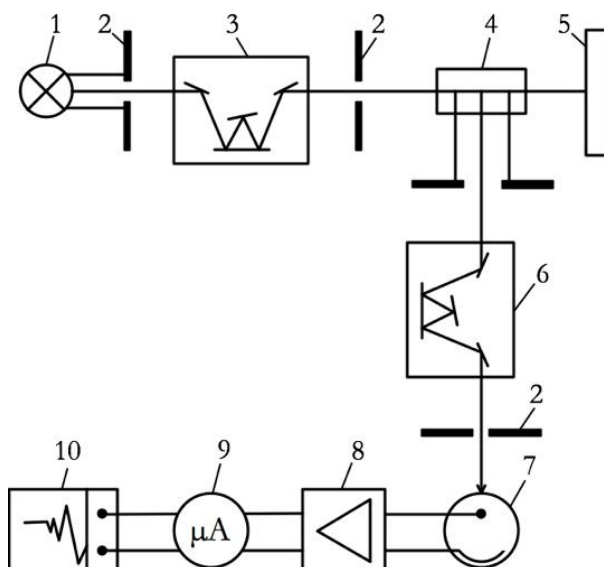
Šviesos pluoštas, praeidamas pro plyšį, patenka į monochromatorių (arba filtrą), kur šviesa tampa vienspalvė (tam tikro bangos ilgio). Tokia šviesa, praėjusi pro kiuvetę su bandiniu, sužadina bandinio molekules.

Sužadintas bandinys fluorescuoja į visas puses, todėl reikalingas šviesą absorbuojantis paviršius, o sistemoje toliau registruojama 90° kampu krentanti sužadinta šviesa, kuri patenka į antrą monochromatorių (arba filtrą) ir galų gale į šviesai jautrų detektorį (fotodetektorį), stiprintuvas sustiprintą signalą siunčia į mikroampermetrą ir informacija registruojama saviraštyje.

Fluorimetriniai uranino koncentracijos matavimai atlikti, naudojant kompiuterizuotą Aminco Bowman liuminescencinį spektrometrą (Thermo Electron Corporation, JAV) (2.15 pav.).

Uranino fluorescencijos tyrimai bandiniuose buvo atlikti Vilniaus Gedimino technikos universiteto Chemijos ir bioinžinerijos katedros laboratorijoje. Tyrimuose naudoto uranino fluorescencijos intensyvumo kitimai matuoti esant 485 nm sužadinimo ir 513 nm fluorescencijos bangos ilgiams. Prietaiso sužadinančios spinduliuotės bangos nustatymo tikslumas  $\pm 0,5$  nm; bangų pakartojamumas  $\pm 0,25$  nm.





**2.14 pav.** Blokinė fotoliuminescencinio spektrometro schema: 1 – spinduliuotės šaltinis; 2 – plyšys; 3 – sužadinančiosios spinduliuotės monochromatorius (arba filtras); 4 – kiuvetė su bandiniu; 5 – šviesą absorbuojantis paviršius; 6 – fotoliuminescencinės spinduliuotės monochromatorius (arba filtras); 7 – fotodetektorius; 8 – stiprintuvas; 9 – mikroampermetras; 10 – savirašis

**Fig. 2.14.** Block diagram of photoluminescence spectrometer: 1 – radiation source; 2 – slot; 3 – excitation ray monochromator (or filter); 4 – the cell with the sample; 5 – the light-absorbing surface; 6 – photoluminescent emission monochromator (or filter); 7 – photodetector; 8 – amplifier; 9 – microammeter; 10 – chart recorder



**2.15 pav.** Aminco Bowmano liuminescencinis spektrometras  
**Fig. 2.15.** Aminco Bowman luminescence spectrometer



### Kalibravimas

Fluorescencijos intensyvumas normuotas žinoma uranino koncentracija. Gauta fluorescencijos intensyvumo priklausomybė nuo žinomos uranino koncentracijos, apskaičiuotas koeficientas, t. y. priklausomybė aproksimuota tiesės lygtimi, kur tiesės nuolinkio kampo tangentas yra koeficientas (FI/C). Gautas koeficientas naudotas fluorescencijos intensyvumą normuojant uranino koncentracijai.

Uranino koncentracijos žemutinė aptikimo riba apskaičiuota pagal tarptautinį teorinės ir taikomosios chemijos (IUPAC) (Freiser *et al.*, 1987) ir Amerikos cheminį standartą (MacDougall *et al.*, 1980):

$$LOD = \frac{3\hat{\sigma} + s_b}{S} \pi r^2, \quad (2.5)$$

čia  $\sigma$  – standartinis nuokrypis;  $s_b$  – vidurkis foninių gręžinio vandens matavimų (kai uraninas = 0),  $\mu\text{g/l}$ ;  $S$  – jautrumo faktorius.

$$\sigma = \sqrt{\frac{\sum (s - s_b)^2}{N-1}}, \quad (2.6)$$

čia  $s_b$  – vidurkis foninių matavimų (kai uraninas = 0),  $\mu\text{g/l}$ ;  $s$  – gręžinio vandens foninis matavimas,  $\mu\text{g/l}$ ;  $N$  – matavimų skaičius.

Apskaičiuota uranino koncentracijos foninė aptikimo riba I sistemos vandens ėminiuose – 0,5 ng/l; II sistemos – 1,44 ng/l.

### Cheminė analizė chromatografijos metodu

Cheminė analizė buvo atliekama naudojant jonų chromatografijos sistemą DIONEX ICS-5000 (2.16 pav.), kuria nustatyta druskos (NaBr) analizė  $\text{Br}^-$ .

Matavimai atlikti Vilniaus universiteto Gamtos mokslų fakulteto Hidrogeologijos ir inžinerinės geologijos katedros Hidrogeochemijos laboratorijoje.

Prieš analizę kiekvienas bandinys buvo filtruojamas pro stiklo pluošto filtrą (1  $\mu\text{m}$ ). Esant didesnėms, nei leistina naudoti chromatografu, jonų koncentracijoms, bandinys buvo praskiedžiamas dejonizuotu vandeniu ( $<0,055 \mu\text{S/cm}$ ).

Jonų chromatografijos sistemoje, vandens bandinyje esantys katjonai ir anijonai yra adsorbuojami atitinkamai anijonų ir katjonų kolonėlėse. Adsorbuoti jonai desorbuojasi nevienodais laiko momentais. Laikas priklauso nuo jono masės, adsorbcijos stiprumo, temperatūros, eliuento koncentracijos ir debito. Tokiu būdu separuoti jonai patenka į detektorius, kuriame nustatomas jonų kiekis (koncentracija). Matuotas vandens elektrinis laidis ( $\mu\text{S/cm}$ ) tam tikram jonui. Kokybiškai jonai identifikuojami pagal jų patekimo į detektorius laiką (lyginant su žinomu etaloniniu tirpalu), o kiekybiškai pagal pernešto krūvio dydį.

Matavimo paklaidos – 5–10 %, aparato detektavimo riba – 0,1 mg/l. Vertinant matavimų paklaidas, pasirinktinai 10 vandens bandinių buvo 5 kartus pakartotinai išmatuoti.



**2.16 pav.** Chromatografijos sistemą DIONEX ICS-5000  
**Fig. 2.16.** The chromatographic system DIONEX ICS-5000

Vandens ėminių paėmimas yra ypač svarbus procesas, kadangi neteisingas vandens ėminių paėmimas gali nulemti dideles paklaidas. Todėl pasirinktinai iš 3 stebimųjų gręžinių buvo paimti po tris vandens ėminus ir įvertinta vandens ėminių paėmimo paklaida.

## **2.2. Tričio savitojo aktyvumo požeminiame vandenyje nustatymas**

Prieš atliekant tričio pernašos požeminiame vandenyje modeliavimą išmatuotas foninis tričio savitasis aktyvumas planuojamos AE teritorijoje, rezultatai palyginti su ankstesnių metų bei kituose Lietuvos miestuose atliktais tričio matavimų rezultatais, analizuota tričio savitojo aktyvumo kaita dėl sezoniškumo.

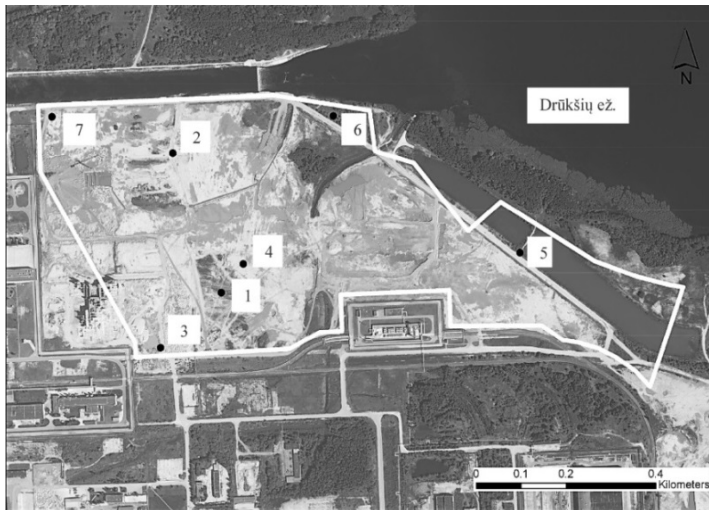
Modeliuojant radionuklidų sklaidą, svarbu įvertinti tričio foninį aktyvumą visoje planuojamos AE aikštelėje.  $^3\text{H}$  pasirinktas, todėl kad jis itin mobilus radionuklidas, kuris pirmas migruoja į aplinką iš reaktoriaus: jis lengvai patenka į aeracijos zoną ir migruoja su požeminiu vandeniu. Daugelis mokslininkų (Bandeira et al. 2008; Robertson et al. 2010; Murphy et al. 2011) tritį naudoja kaip taršos indikatorius, sprendžiant vandens tėkmių ir radionuklidų pernašos lygtis. Tričio analizei buvo paimti požeminio vandens ėminiai iš planuojamos AE statybos aikštelės stebimųjų gręžinių, įrengtų skirtinguose vandeninguose sluoksniuose visoje planuojamos AE aikštelėje. Gręžinys Nr. 10 (Nr. S1-7) yra I sistemoje, gręžiniai Nr. 3 ir 10 šalia II sistemos. Kiti gręžiniai išsidėstę skirtingose planuojamos AE aikštelės vietose (2.17 pav.). Tiriamąjį gręžinių tinklą sudaro 7 stebimieji gręžiniai, iš kurių 5 įrengti į gruntinio vandens ir 2 į spūdinio vandeningą sluoksnį. Stebimųjų gręžinių tipiniai konstrukcijos elementai pateikti 2.19 paveiksle. Duomenys apie stebimuosius gręžinius pateikti 2.3 lentelėje.

### 2.3 lentelė. Stebimieji gręžiniai

**Table 2.3.** Characteristic of monitoring wells

Stebimųjų gręžinių nr.	Vandeningas horizontas	Gręžinio gylis, m	Vandens gylis nuo žemės paviršiaus
3	Gruntinis	3,7	3,26
4	Gruntinis	3,8	0,67
5	Gruntinis	3,8	1,35
6	Gruntinis	3,9	2,89
7	Gruntinis	3,7	1,79
1	Spūdinis	25,0	3,57
2	Spūdinis	15,0	1,84

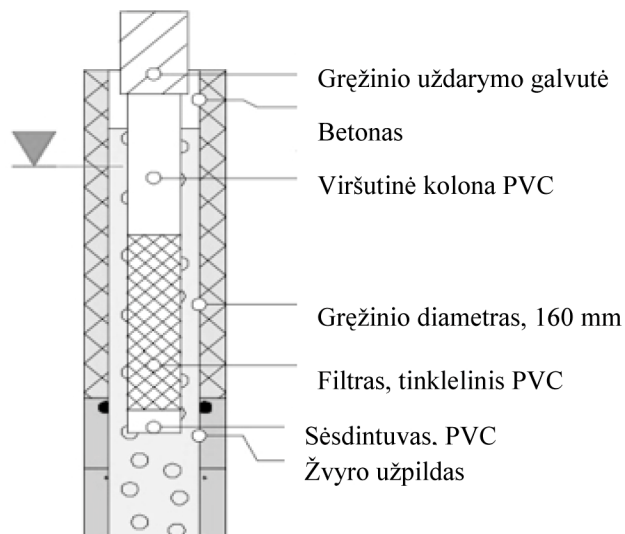
Vandens ėminiai imti iš stebimųjų gręžinių vietų (2.17 pav.). Imant vandens ėminius taip pat matuotas vandens lygis nuo žemės paviršiaus (2.19). Vandens ėminių ėmimo schema pavaizduota 2.20 paveiksle.



**2.17 pav.** Planuojamos atominės elektrinės aikštelės stebimų gręžinių ėminių vietas.

Taškai žymi ėminių ėmimo vietas, balta linija – planuojamos AE teritorijos ribas

**Fig. 2.17.** Wells sampling place at planned nuclear power plant site. Points represent the sampling point, white line – boundary of the planned nuclear power plant site



**2.18 pav.** Stebimųjų gręžinių tipiniai konstrukcijos elementai

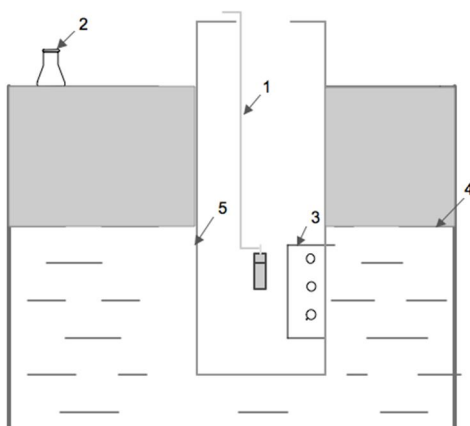
**Fig. 2.18.** Observational wells typical design elements

Požeminio vandens ėminiai paimti vadovaujantis Lietuvos standartais LST ISO 5667-5, LST ISO 5667-11 ir Lietuvos geologijos tarnybos parengtomis požeminio vandens monitoringo metodinėmis rekomendacijomis. Požeminio vandens ėminiai tričio analizei buvo paimti 2013 m. liepos, spalio ir gruodžio mėnesiais ir 2014 m. balandžio mėnesį po vieną kartą.

Kritulių vandens ėminiai imti Zarasų rajone vieną kartą per mėnesį. Vanduo iš gręžinių buvo semiamas rankine semtuve ir pilamas į specialų laboratorijoje paruoštą 1 l talpos indą, kuris vandeniu užpildomas taip, kad neliktų oro burbuliukų (t. y. kad lakios medžiagos neišgaruotų iš vandens).



**2.19 pav.** Vandens lygio matavimų ir vandens ėminių paėmimo instrumentai  
**Fig. 2.19.** Water level and water sampling instruments



**2.20 pav.** Vandens ėminių ėmimo schema: 1 – semtuvė; 2 – indas; 3 – gręžinio filtras;  
 4 – vandens paviršius; 5 – gręžinio vamzdis

**Fig. 2.20.** Water sampling scheme: 1 – ladle; 2 – container; 3 – well filter;  
 4 – water surface; 5 – well pipe

Prieš imant mėginį iš kito gręžinio, vandens mėginių ėmimo įranga buvo kruopščiai išplaunama. Ant kiekvieno ėminio indelio pažymėtas gręžinio numeris ir ėminio paėmimo data. Ėminiai iki pristatymo į laboratoriją buvo laikomi specialioje hermetiškoje talpoje su pastovia aplinkos temperatūra. Į laboratoriją mėginiai turėjo būti nuvežti ne vėliau kaip per 24 valandas nuo paėmimo momento.

*Tričio tūrinio aktyvumo nustatymas skystųjų scintiliatorių beta spektrometrijos metodu*

Tričio tūrinis aktyvumas vandenyje nustatytas skystųjų scintiliatorių beta spektrometrijos metodu. Paruoštame bandinyje  $^3\text{H}$  skilimų registravimas atliktas skystųjų scintiliatorių analizatoriumi Tri-Carb 3170 TR/SL (2.21 pav.) Gamtos tyrimo centro Geologijos ir geografijos instituto Branduolinės geofizikos ir radioekologijos laboratorijoje ir Fizinių ir technologijos mokslų centro Branduolinių ir aplinkos radioaktyvumo tyrimų laboratorijoje. Įrenginys buvo kalibruojamas standartiniu ir foniniu tričio vandeniu. Kokybės kontrolė vykdoma analizuojant etaloninį mėginį.  $^3\text{H}$  pusėjimo trukmė 12,43 m., beta spektro maksimumas yra 18,6 keV, vidutinė energija 5 keV.



**2.21 pav.** Skystų scintiliatorių analizatorius Tri-Carb 3170 TR/SL  
**Fig. 2.21.** Liquid scintillation analyzer Tri-Carb 3170 TR / SL

Tritis matuojamas skaičiuojant  $\beta^-$  skilimo skaičių skystųjų scintiliatorių skaitikliais. 10 ml bandinio vandens sumaišoma su scintiliaciniu tirpalu, kuris sužadintas  $\beta^-$  dalelių skleidžia fotonus. Fotodaugintuvas paverčia fotonus į elektrinius impulsus, kurie yra stiprinami  $10^5$ – $10^7$  kartus. Sustiprinti impulsai yra registruojami radioelektrine įranga.  $^3\text{H}$  aktyvumas yra tiesiogiai proporcingas impulsų skaičiui per laiko vienetą. Rezultatai suskaičiuojami, palyginus kalibruoto etalono, fono ir bandinio impulse registravimo greitį. Analizė atliekama mažiausiai 24 valandas (Mažeika 2007). Kai reikia matuoti tiksliau ir jautriau, vanduo prieš matavimą praturtinamas tričiu elektrolizės metodu arba tritį pervedant į propaną ( $\text{C}_3\text{H}_8$ ), tuomet matuojama dujų proporciniu skaitikliu. Matavimo tikslumas be praturtinimo  $\pm 5$  TV, matuojant su praturtinimu  $\pm 0,8$  TV, sintezuojant propaną  $\pm 0,1$  TV.

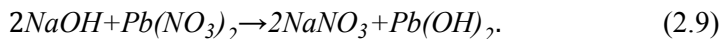
Esant pakankamam tričio aktyvumui vandenyje ( $>5$  TV), ėminys gali būti tiriamas tiesiogiai, praleidžiant turtinimo procesą. Norint gauti mažesnes matavimo paklaidas, tikslesnes vertes ir sutrumpinti analizės laiką, didžioji dalis ėminių yra turtinami (Mažeika 2007). Gręžinių vandens ėminiai išmatuoti tiesiogiai, o krutulių ėminiai, prieš atliekant analizę, buvo turtinami: tritis sukonzentruojamas mažesniame vandens tūryje (iš 500 ml vandens ėminio išskiriama  $10 \pm 1$  ml koncentrato).  $^3\text{H}$  yra turtinamas elektrocheminio koncentravimo metodu. Į  $\sim 300$  ml vandens ėminį įdedama 5 g NaOH granulių ir joms ištirpus gautas tirpalas atskiedžiamas iki 500 ml tūrio (panaudojant tiriamą vandenį) (Mažeika 2007). Natrio šarmas disocijuoja vandenyje:



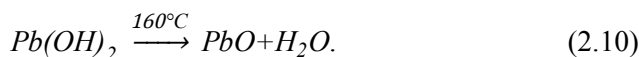
Gautas tirpalas buvo supiltas į elektrolizės kolonėlę ir elektrolizuojamas apie 9 paras. Vandens molekulė yra skaidoma į vandenilį ir deguonį kurie yra išleidžiami iš sistemos:



Dėl izotopinio fracionavimosi kolonėlėje kaupiasi sunkusis vanduo (su deuteriu ir tričiu). Po turtinimo, tričio koncentracija padidėja apie 50 kartų (atitinkamai ir  $^3\text{H}$  aktyvumas) (Mažeika 2007). Pasibaigus elektrolizei sodrintas tirpalas yra neutralizuojamas pertekliniu švino nitratu (pasiekiamas  $\text{pH} = 7$ ):



Neutralizuotas tirpalas yra distiliuojamas ir išskiriama didžioji dalis laisvojo ir hidratacinio vandens:



Kokybei užtikrinti tikrinamas distiliuoto (regeneruoto) vandens pH (turi būti  $\text{pH} = 7$ ) ir esant poreikiui pridedama švino nitrato bei pakartojamas distiliacijos procesas.

Tiriamas vanduo ir skystas scintiliatorius (atitinkamai 8 ir 12 ml) yra supilami į 20 ml talpos kiuvetę. Kiuvetė yra užsukama, mišinys, suplakant, homogenizuojamas. Nuvalius kiuvetę ir nuėmus nuo jos statinį krūvį pastaroji yra statoma į Tri-Carb 3170 TR/SL įrenginį (2.21 pav.) ir analizuojama. Analizės procesas yra automatizuotas ir valdomas kompiuteriu.

Tiesioginių matavimų atsitiktinių paklaidų išvengti neįmanoma. Jiems įvertinti taikomi matematinės statistikos metodai, sukurti išanalizavus daugybę eksperimentinių duomenų. Darbe naudojame nekintančio parametro (tričio tūrinis aktyvumas,  $\text{Bq/l}$ ), daug kartų pakartotinai išmatuoto, gautų duomenų bendrąsias savybes. Matavimų rezultatų vertės pasiskirsto simetriškai duomenų aritmetinio vidurkio  $\langle a \rangle$  atžvilgiu:

$$\langle a \rangle = \frac{\sum_{i=1}^n a_i}{n}, \quad (2.11)$$

čia  $n$  – matavimų skaičius;  $a$  – ieškomas dydis.

### 2.3. Radionuklidų savitojo aktyvumo statybinio laužo bandiniuose nustatymas

Planuojamoje AE aikštelėje iki 10 m gylio grunte yra statybinio laužo, likusio nuo IAE statybos. Statybinis laužas yra arti gruntinio vandens, todėl buvo įvertinta statybinio laužo daroma įtaka gruntiniam vandeniui. Gruntinis vanduo – viršutinis vandens sluoksnis, kuris veikiamas paviršinių vandenų į jį pirmiausiai patenka tarša. Statybiniame lauže, kaip buvo minėta mokslinėje literatūroje, yra gamtinės kilmės radionuklidų, tačiau svarbu ištirti ar statybinės medžiagos, esančios planuojamos AE aplinkoje, nėra užterštos dirbtinės kilmės radionuklidais iš anksčiau veikusios IAE veiklos. Tikslui pasiekti atlikti statybinio laužo spektrometriniai matavimai ir įvertinta daroma įtaka požeminiams vandenims (gruntiniui).

*Statybinio laužo bandinių paėmimas ir paruošimas spektrometrinei analizei*

Planuojamos AE aikštelėje buvo pastatytas IAE trečias blokas, taip pat iš dalies išbetonuota ketvirto bloko pamatinė plokštė. Trečio bloko gelžbetonio konstrukcijos išardytos iki 1 metro gylio. Statybinis laužas supiltas į krūvą netoli planuojamos AE aikštelės. Planuojamoje AE aikštelėje liko masyvios gelžbetonio konstrukcijos (pamatai ir sienų konstrukcijos), siekiančios apie 10 metrų gylį. Aikštelėje taip pat yra ir kitų statinių liekanos, pvz., siurblynės



pamatai. Planuojamoje AE aikštelėje likusio (2.22 pav.) ir išardyto statybinio laužo sudėtis ta pati (gelžbetonis). Visas likęs statybinis laužas (gelžbetonis) planuojamoje AE aikštelėje pavaizduotas 2.22 paveiksle, kurį žymi baltos dėmės ir juodos kontūras. Statybinio laužo ėminiai buvo paimti iš supiltos laužo krūvos 2010 metais gegužės mėnesį. Bendras paimtų ėminių skaičius – 25 vnt. Ėminiai patalpinti į 15 cm skersmens ir 5 cm aukščio dėžutes. Prieš dedant statybinio laužo ėminius į dėžutes stambios statybinio laužo liekanos buvo susmulkintos mechaniniu būdu. Kiekvienas statybinio laužo ėminys aprašytas: ėminio numeris, paėmimo data.



**2.22 pav.** Statybinis laužo tyrimo vietos planuojamoje AE aikštelėje (UAB „Pramprojektas“ 2009)

**Fig. 2.22.** Location of Building materials at nuclear power plant site (UAB „Pramprojektas“ 2009)

Į laboratoriją ėminiai gabenti plastikinėse dėžutėse ir paruošti spektrometrinei analizei. Ėminiai pasverti, supilti į 200 ml tūrio indus prieš tai juos išdžiovinus kambario temperatūroje. Stambesni statybinio laužo ėminiai susmulkinti prieš dedant į indus, kad homogeniškai užpildytų matavimo indus. Statybinio laužo ėminių aktyvumas matuotas gama spektrometrine sistema (CANBERA) su puslaidininkiu HPGe detektoriumi.

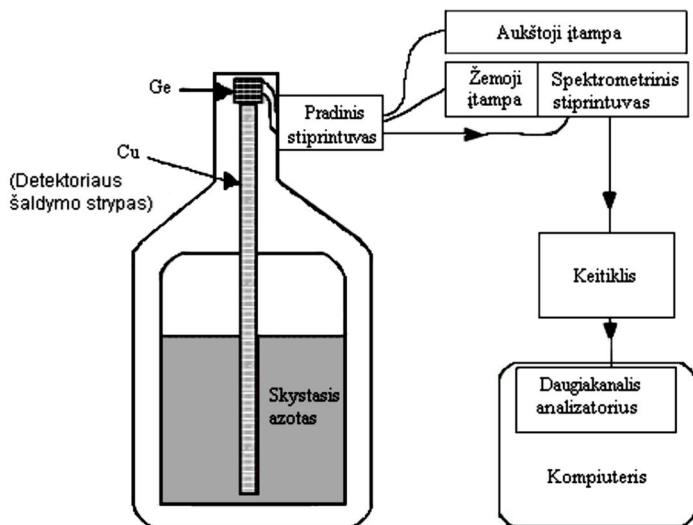
*Radionuklidų savitojo aktyvumo statybinio laužo bandiniuose nustatymas*

Bandinių savitojo aktyvumo matavimai buvo atlikti Vilniaus Gedimino technikos universiteto Spinduliuotės mokslinių tyrimų laboratorijoje su didelės skiriamosios gebos spektrometru (CANBERRA).

Statybinio laužo bandinių aktyvumas matuotas gama spektrometrine sistema su puslaidininkiniu HPGe detektoriumi (efektyvumas – 15 %). Detektorius šaldytas skystuoju azotu. Šis jutiklis yra didelės skiriamosios gebos (2 keV), tiesiško signalo, impulso augimo greitis didelis, nejautrus magnetiniams laukams. Naudojant šį metodą galima tuo pačiu metu išmatuoti įvairius gama kvantus spinduliuojančių radionuklidų aktyvumus energijų intervale nuo 40 keV iki 3 MeV. Matavimo ribos – paprastai nuo 1 Bq iki 10 kBq mėginius matuojant tiesiogiai (neskiedžiant ir nekoncentruojant) (CANBERRA 2011). Detektorius vakuuminėje sistemoje prijungtas prie detektoriaus strypo, kuris šaldomas skystuoju azotu. Gamtinės spinduliuotės, esančios ore, sienose, grindyse poveikio susilpninimui, detektorius apgaubtas švino apsauga. Naudojamas „senas“ švinas, kuriame yra mažiau radioaktyviojo  $^{210}\text{Pb}$  ( $T_{1/2} = 21$  metai).

Detektoriai yra puslaidininkinių diodai, turintys p-i-n sandūrą. Jo vidinė struktūra (i-sritis) yra jautri jonizuojančiai spinduliuotei, ypač rentgeno ir gama spinduliams. Fotonams sąveikaujant su medžiaga i srityje, kur nėra akceptorinių ar donorinių priemaišų, generuojami krūvio nešėjai (skylės ir elektronai) ir, veikiant elektriniam laukui (atgalinio poslinkio aukštas įtampa), surenkami p ir n srityse. Surinktas krūvis, kuris yra proporcingas registruojamo fotono energijai konvertuojamas į įtampos šuolį integruoto krūvio jautriu detektoriumi.

Pradiniame stiprintuve atsirandantys maži elektroninio signalo triukšmai yra susiję su detektoriaus galia. Germanio detektoriaus schema pavaizduota 2.23 paveiksle.



2.23 pav. Germanio detektoriaus schema

Fig. 2.23. Germanium detector scheme

Iš esmės galima atlikti bet kokių ėminių gama spektrometrinius matavimus. Pagrindinis ribojamasis veiksnys yra susijęs su matavimo geometrija ir ėminių tankiu. Nuo ėminių tankio priklauso, kaip pačiuose bandiniuose sugerama gama spinduliuotė.

Spektrometras kalibruotas dviejų geometrinių parametrų indeliams: 200 ml talpos standartiniam indeliui bei standartinei geometrinei formai, kurios diametras – 25 mm, aukštis – 2 mm. Kalibravimui naudoti skirtingų tankių žinomo aktyvumo kietieji  $^{152}\text{Eu}$  ir  $^{137}\text{Cs}$  etalonai. Geometrijos parinkimas priklauso nuo ėminio kiekio ir planuojamo radionuklidų aktyvumo. Naudoti matavimo indai prieš dedant į prietaisą buvo deaktyvuoti (etilo alkoholiu išvalomas indo vidus ir išorė).

Radionuklidai identifikuoti pagal šias energijas:  $^{226}\text{Ra}$  – 186 keV,  $^{214}\text{Pb}$  – 352 keV,  $^{208}\text{Tl}$  – 583 keV,  $^{214}\text{Bi}$  – 609 keV,  $^{228}\text{Ac}$  – 911 keV,  $^{137}\text{Cs}$  – 661 keV,  $^{40}\text{K}$  – 1 460 keV (Вредные химические вещества, 1990)

Radionuklidų savitieji aktyvumai bandinyje apskaičiuoti pagal formulę:

$$A = \frac{S}{m \cdot t \cdot \eta_{\gamma} \cdot \varepsilon_E} \pi r^2, \quad (2.12)$$

čia  $S$  – spektro smailės plotas, atėmus foną, imp;  $\varepsilon_E$  – gama spektrometro efektyvumas;  $\eta_{\gamma}$  – radionuklido atitinkamos energijos skilimo kvantinė išeiga;  $m$  – bandinio masė, kg;  $t$  – matavimo laikas, s,  $r$  – spindulys, m.

$^{208}\text{Tl}$  yra  $^{232}\text{Th}$  skilimo produktas, todėl jų savitojo aktyvumo santykis priimtas 1,6 (Aycik, Erkan 1997) ir atitinkamai perskaičiuotas.  $^{232}\text{Th}$  savitasis aktyvumas suskaičiuotas:

$$A_{232\text{Th}} = 1,6 \cdot A_{208\text{Tl}}, \quad (2.13)$$

čia  $A_{232\text{Th}}$  –  $^{232}\text{Th}$  savitasis aktyvumas bandinyje, Bq/kg;  $A_{208\text{Tl}}$  –  $^{208}\text{Tl}$  savitasis aktyvumas bandinyje, Bq/kg.

Išmatuotas bandinio aktyvumas perskaičiuotas masės vienetui (savitasis aktyvumas, Bq/kg).

*Radionuklidų savitojo aktyvumo statybinio laužo bandiniuose matavimo rezultatų statistinė analizė*

Išmatavus ieškomąjį dydį kelis kartus buvo nustatyti galutiniai matavimo rezultatai ir įvertintos paklaidos dviem būdais: a) darant prielaidą, kad matavimo rezultatai pasiskirstę pagal Puasono dėsnį; b) pagal daugkartinius vienodo tikslumo matavimo rezultatus. Pagrindinės formulės, radiometrinių matavimų tikslumui įvertinti, pateiktos 2.4 lentelėje.

Toliau pateiktos paklaidų nustatymo formulės, naudotos atliekant radiometrinius matavimus.

Ilgamžio šaltinio spinduliuotės intensyvumo santykinė vidutinė kvadratinė paklaida:

$$\varepsilon = \frac{\sqrt{\left(\frac{n}{t}\right) + (n_f/t_f)}}{n - n_f}, \quad (2.14)$$

čia  $n$  – šaltinio ir foninės spinduliuotės matuojamasis intensyvumas;  $n_f$  – foninės spinduliuotės matuojamasis intensyvumas;  $t$  – šaltinio ir foninės spinduliuotės matavimo laikas;  $t_f$  – foninės spinduliuotės matavimo laikas.

**2.4 lentelė.** Formulės radiometrinį matavimų tikslumui nustatyti (CANBERA 2011)

**Table 2.4.** Formula for radiometric measurement accuracy (CANBERA 2011)

Ieškomasis dydis	Pagal Puasono pasiskirstymą	Pagal daugkartinius matavimus
Vidutinis spinduliuotės intensyvumas, $\bar{n}$	$\bar{n} = \frac{N}{t}$ , $N$ – impulsų skaičius užregistruotas per laiką $t$	$\bar{n} = \frac{\sum_{i=1}^m N_i}{t_i m}$ , $t_i$ – vieno matavimo laikas, $m$ – matavimų skaičius
Vidutinė kvadratinė paklaida, $\sigma_n$	$\sigma_n = \pm \frac{\sqrt{N}}{t} = \pm \sqrt{\frac{\bar{n}}{t}}$	$\sigma_m = \pm \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^m (n_i - \bar{n})^2}{m(m-1)}}$
Santykinė paklaida, $\varepsilon$ (%)	$\varepsilon = \frac{\sigma_m}{\bar{n}} \cdot 100$	$\varepsilon = \frac{\sigma_m}{\bar{n}} \cdot 100$

Gama spinduliuotės sugerties medžiagoje koeficiento santykinė vidutinė kvadratinė paklaida:

$$\varepsilon = \frac{\sqrt{\left(\frac{1}{N_1}\right) + \left(\frac{1}{N_2}\right)}}{\ln\left(\frac{N_1 t_2}{N_2 t_1}\right)}, \quad (2.15)$$

čia  $N_1$  ir  $N_2$  – impulsų skaičius, nustatytas prieš vykstant sugerčiai medžiagoje ir jau įvykus, atitinkamai per laiką  $t_1$  ir  $t_2$ .

## 2.4. Modeliavimo principai ir kompiuterinių programų FEFLOW ir CXTFIT taikymo metodai

### *Kompiuterinės programos FEFLOW taikymo metodai*

Požeminio vandens tėkmių ir radionuklidų sklaidos modeliui sudaryti panaudota kompiuterinė programa FEFLOW 5. Programa FEFLOW 5.0 – tai baigtinių elementų programa, sprendžianti trijų ir dviejų matavimų erdvinius uždavinius, atsižvelgiant į vandens tankį, temperatūrą bei sluoksnių prisotinimo vandeniu laipsnį (aeracijos zona ir vandeningas sluoksnis) (Diersch 2002). Ši programa

leidžia spręsti stacionarių ar nestacionarių vandens tėkmių uždavinius ir prognozuoti vandens srautų judėjimą bei priemaišų pernašą geosferoje.

Matematinio modeliavimo FEFLOW programa (Diersch 2002) vandens tėkmės (srautai) (Qp), teršiančių medžiagų (Qc) ir šilumos srautai (QT) aprašomi kaip vientisos arba atskiros sistemos, remiantis pagrindiniais fizikos dėsniais (skystosios ir kietosios terpių masės, teršiančių medžiagų masės, skystosios ir kietosios terpių masių momento, energijos tvermė):

$$S_0 \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial q_i^f}{\partial x_j} = Q_\rho + Q_{EB}(C, T). \quad (2.16)$$

Pagrindinių parametų išraiškos:

$$\left. \begin{aligned} \rho^f &= \rho_0^f \left[ 1 + \frac{\bar{a}}{(C_s - C_0)} (C - C_0) - \bar{\beta} (T - T_0) \right] \\ h &= \frac{p^f}{\rho_0^f g} + x_i; K_{ij} = \frac{k_{ij} \rho_0^f g}{\mu_0^f}; \bar{a} = [\rho^f (C_s) - \rho_0^f] / \rho_0^f \\ f_\mu &= \frac{\mu_0^f}{\mu^f(C, T)} = \frac{1 + 1.85\omega_{(C=C_0)} - 4.1\omega_{(C=C_0)}^2 + 44.5\omega_{(C=C_0)}^3}{1 + 1.85\omega - 4.1\omega^2 + 44.5\omega^3} \cdot \frac{1 + 0.7063\zeta - 0.04832\zeta^3}{1 + 0.7063\zeta_{(T=T_0)} - 0.04832\zeta_{(T=T_0)}^3}, \\ \zeta &= \frac{(T - 150)}{100}, \omega = \frac{C}{\rho^f} \\ D_{ij} &= (\varepsilon D_d + \beta_T V_q^f) \delta_{ij} + (\beta_L - \beta_T) \frac{q_i^f q_j^f}{V_q^f} \\ R &= 1 + \frac{(1-\varepsilon)}{\varepsilon} \chi(C), R_d = 1 + \frac{(1-\varepsilon)}{\varepsilon} \left[ \frac{\chi(C) \cdot C}{\partial C} \right] \\ \lambda_{ij} &= \lambda_{ij}^{cond} + \lambda_{ij}^{disp}, Q_T = \varepsilon \rho^f Q_T^f + (1-\varepsilon) \rho^s Q_T^s \\ \lambda_{ij}^{cond} &= [\varepsilon \lambda^f + (1-\varepsilon) \lambda^s] \delta_{ij}, \lambda_{ij}^{disp} = \rho^f c^f \left[ \alpha_T V_q^f \delta_{ij} + (\alpha_L - \alpha_T) \frac{q_i^f q_j^f}{V_q^f} \right] \end{aligned} \right\}, \quad (2.17)$$

čia  $h$  – spūdis,  $q_i^f$  – skysčio Darsi greičio vektorius (vienetinis debitas),  $C$  – cheminio komponento koncentracija arba radionuklidų tūrinis aktyvumas,  $T$  – temperatūra,  $\rho^f, \rho_0^f$  – skysčio ir santykinio skysčio tankiai, atitinkamai,  $\rho^s$  – uolienu tankis,  $S_0$  – sluoksnio tampriosios talpos koeficientas (šis koeficientas rodo vandens tūrio pokytį uolienos tūrio vienetą pakitus spūdžiui vienetu ir apibūdina tamprųjų filtracijos režimą, kuomet išryškėja deformacinės vandens ir uolienu savybės – vanduo, išsilaisvinęs iš uolienos porų, išsiplečia, o likusios laisvos poros, veikiamos uolienu slėgio iš viršaus, susislegia),  $K_{ij}$  – filtracijos koeficiento tenzorius,  $e_j$  – gravitacinio vieneto vektorius,  $f_\mu$  – klampumo

funkcija,  $Q_{EB}$  – išplėstinės Businesso aproksimacijos narys (nuo vandens tankio priklausantis vandens, teršiančios medžiagos ar šilumos srauto narys),  $R$  – retardacijos (lėtinimo) faktorius,  $R_d$  – išvestinis retardacijos narys,  $D_{ij}$  – hidrodinaminės dispersijos tenzorius,  $\nu$  – skilimo konstanta bendru atveju ( $\lambda$  – radionuklidų skilimo konstanta),  $\varepsilon$  – poringumas,  $c^f$ ,  $c^s$  – atitinkamai skysčio ir uolienų specifinė šiluminė talpa,  $\lambda_{ij}$  – hidrodinaminės termodispersijos tenzorius,  $Q_x$  – skysčio ( $x=\rho$ ), teršiančios medžiagos ( $x=C$ ) ir šilumos ( $x=T$ ) įėjimo (išėjimo) funkcija,  $\bar{a}$  – skysčio tankių skirtumo santykis,  $\bar{\beta}$  – skysčio plėtimosi koeficientas,  $C_0$ ,  $T_0$  – lyginamoji koncentracija ir temperatūra, atitinkamai,  $C_s$  – maksimali koncentracija,  $p^f$  – skysčio slėgis,  $g$  – gravitacinis pagreitis,  $k_{ij}$  – skvarbos (hidraulinio laidumo) tenzorius,  $\mu^f$ ,  $\mu_0^f$  – skysčio dinaminis klampumas ir jo santykinė vertė, atitinkamai,  $\zeta$  – normalizuota temperatūra,  $\omega$  – masės dalis,  $D_d$  – skysčio molekulinės difuzijos koeficientas,  $V_q^f = \sqrt{q_i^f q_i^f}$  – absoliutus Darsi skysčio srautas,  $\beta_L$ ,  $\beta_T$  – cheminės priemonės išilginė ir skersinė dispersija, atitinkamai,  $\chi(C)$  – nuo koncentracijos priklausanti adsorbcijos funkcija,  $\lambda_{ij}^{cond}$  – termodispersijos advekinės dalies tenzorius,  $\lambda_{ij}^{disp}$  – termodispersijos dispersijos dalies tenzorius,  $\lambda^f$ ,  $\lambda^s$  – skysčio ir uolienos terminis laidumas, atitinkamai,  $\alpha_L$ ,  $\alpha_T$  – skysčio išilginė ir skersinė termodispersija.

Radionuklidų sorbcijos procesas aprašomas radionuklidų pasiskirstymo koeficientu ( $K_d$ ):

$$K = K_d \rho, \quad (2.18)$$

čia  $K_d$  – pasiskirstymo koeficientas,  $m^3/kg$ ,  $\rho$  – uolienos tankis,  $kg/m^3$ .

Pagrindinės horizontaliojo modelio lygtys skirstomos į spūdinų ir nespūdinų (laisvo paviršiaus) sąlygų lygtis. Šiomis sąlygomis vandens balanso lygtys gali būti tokios: spūdinio vandeningojo horizonto (B storio ir T vandens laidumo)

$$\underbrace{S_0 B}_{S_0} \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial \bar{q}_i^f}{\partial x_i} \bar{Q}_\rho. \quad (2.19)$$

nespūdinio (gruntinio) vandeningojo horizonto

$$(S_0 B + \varepsilon_e) \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial \bar{q}_i^f}{\partial x_i} = \bar{Q}_\rho. \quad (2.20)$$

*Pradinės, ribinės ir sąveikos sąlygos*

Modelio lygtims privaloma įvesti pradinės, ribinės ir sąveikos sąlygas. Jų formuluotės, realizuotos FEFLOW programoje. Srityje  $\Omega$  pradinės sąlygos galioja vandens ir teršiančios medžiagos srautui:

vandens srautas

$$h(x_i, 0) = h_I(x_i) \text{ srityje } \Omega, \quad (2.21)$$

masės sklaida (transportas)

$$C(x_i, 0) = C_I(x_i) \text{ srityje } \Omega, \quad (2.22)$$

čia  $h_I$ , ir  $C_I$  yra žinomos erdviškai kintančios pradinio pasiskirstymo funkcijos. Pažymėtina, kad trimatės laisvo paviršiaus sistemos atveju pradinės koncentracijos pasiskirstymui įtakos turi vandens lygis  $h$ .

*Ribinės sąlygos*

Ribojančios  $\Omega$  sritį  $\Gamma$  riboje nesikertančios subsritys atitinkamai gali būti aprašomos kaip  $\Gamma = \Gamma_1 \cup \Gamma_2 \cup \Gamma_3 \cup \Gamma_4 = \Gamma_5 \cup \Gamma_6 \cup \Gamma_7 = \Gamma_8 \cup \Gamma_9 \cup \Gamma_{10}$ ; čia skirtingi ribinių sąlygų tipai, kurie gali būti aprašomi skirtingomis lygtimis:

1-os rūšies ribinės sąlygos (Dirichlet tipas)

$$h(x_i, t) = h_I^R(t), \text{ kai } \Gamma_1 \times [0, \infty). \quad (2.23)$$

Ribą apibrėžia spūdis, kuris ilgainiui gali kisti arba ne. Pirmos eilės ribinės sąlygos gali būti nustatytos vandeningojo horizonto, upės ar kito vandens baseino ribos (pakankamos mitybos kontūrai), natūralių nuotėkio kontūrų, gręžinių (lygis kinta pumpuojant), spūdinio vandens gręžinių.

2-os rūšies ribinės sąlygos (Neumann tipas):

$$\left. \begin{aligned} q_{n_h}(x_i, t) &= q_h^R(t) = -K_{ij} f_{\mu} \left( \frac{\partial h}{\partial x_j} + \frac{\rho^f - \rho_0^f}{\rho_0^f} e_j \right) n_i \\ q_{n_h}(x_i, t) &= q_h^R(t) = -K_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} n_i \\ \bar{q}_{n_h}(x_i, t) &= \bar{q}_h^R(t) = -T_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} n_i \end{aligned} \right\}, \text{ kai } \Gamma_1 \times [0, \infty), \quad (2.24)$$

Pirmoji išraiška galioja vertikaliesiems 3D ir 2D modeliams, antroji – 2D horizontaliajam nespūdiniam modeliui, trečioji – 2D horizontaliajam spūdiniam modeliui.

Ribą apibrėžia debitas  $Q$  arba vienetinis debitas  $q$  (spūdis riboje ir už jos gali kisti). Riboję sąlygos gali būti trejopos: vienetinis debitas keičiasi, vienetinis debitas pastovus, vienetinis debitas lygus 0. Tai dažniausiai būdinga, kai vanduo siurbiamas panardintaisiais siurbliais, taip pat gamtinėmis sąlygomis pertekant vandeniui iš vieno horizonto į kitą arba vandeningojo horizonto ir nelaidžių uolienų riboje. 3-ios rūšies ribinės sąlygos (Cauchy tipas):

Pirmoji išraiška galioja vertikaliesiems nespūdiniam 3D ir 2D modeliams, antroji – 2D horizontaliajam spūdiniam modeliui.

Šia sąlyga išreiškiama tiesinė debito priklausomybė nuo spūdzio skirtumo. Ji gali būti taikoma sluoksniuotoms sistemoms, kai vieno horizonto vanduo perteka į kitą. Tokia riba gali būti taikoma, kai požeminis vanduo nuteka į upę. Tokiu atveju upė nėra aprūpintos mitybos kontūras, nes upės dugne yra silpnai laidus vandeniui ekraninis sluoksnis, kuris trikdo tiesioginę upės ir vandeningojo horizonto hidraulinių ryšių.

Čia pernašos koeficientai (arba pernašos laipsniai)  $\Phi_h$  ir  $\overline{\Phi}_h$  apibūdina dvejopos krypties funkcijas, išreiškiami:

$$\overline{\Phi}_h = \begin{cases} \overline{\Phi}_h^{in} - kai - h_2^R > h \\ \overline{\Phi}_h^{out} - kai - h_2^R \leq h \end{cases}, \quad (2.25)$$

$$\overline{\Phi}_h = \begin{cases} \overline{\Phi}_h^{in} - kai - h_2^R > h \\ \overline{\Phi}_h^{out} - kai - h_2^R \leq h \end{cases}. \quad (2.26)$$

Atitinkamai, apibrėžiant du papildomus (jei reikia laikus) koeficientus, skirtingos pernašos sąlygos gali būti įvestos norint atskirti įėjimo ( $q_{nh} < 0$ , pvz., paviršinio vandens infiltracija į vandeningąjį sluoksnį) ir išėjimo sąlygas ( $q_{nh} > 0$ , pvz., vandeningojo sluoksnio iškrova į paviršinius vandenį). Ypatingu atveju, kai  $\Phi_h = \Phi_h^{in} = \Phi_h^{out}$  arba  $\overline{\Phi}_h = \overline{\Phi}_h^{in} = \overline{\Phi}_h^{out}$  yra vienodi, srautas darosi nepriklausomas tekėjimo krypties atžvilgiu.

4-os rūšies ribinės sąlygos (vieno gręžinio tipas – vienetinis taškinis šaltinis):

$$Q_\rho^w(x_i, t) = \sum_m Q_m^w \prod_i \{\delta(x_i - x_i^m)\}, \text{ kai } \forall (x_i, x_i^m) \in \Omega, \quad (2.27)$$



Kartu galima tenkinti ir laisvojo paviršiaus sąlygas:

$$\left. \begin{aligned} & \left( P_0 - \varepsilon_e \frac{\partial h}{\partial t} \right) n_l = -q_{n_h} \\ & h = x_l \end{aligned} \right\}, \text{ kai } \Gamma_4 \times t[0, \infty), \quad (2.28)$$

čia  $h_1^R, h_2^R$  – nustatytos ribinės spūdzio  $h$  reikšmės,  $q_{n_h}$  – Darsi greitis (teigiamas iškrovos kryptimi),  $\bar{q}_{n_h}$  – vertikalusis vidutinis Darsi greitis (teigiamas iškrovos kryptimi),  $q_h^R, \bar{q}_h^R$  – nustatytas vidutinis ribinis srautas, atitinkamai 3D ir 2D (horizontaliesiems) atvejams,  $\Phi_h, \bar{\Phi}_h$  – pernašos koeficientai (nuotėkio parametras), atitinkamai 3D ir 2D (horizontaliesiems) atvejams;  $\Phi_h^{in}, \Phi_h^{out}$  – prinešimo ir išnešimo kryptiniai koeficientai 3D atvejui,  $\bar{\Phi}_h^{in}, \bar{\Phi}_h^{out}$  – prinešimo ir išnešimo kryptiniai koeficientai 2D (horizontaliajam) atvejui,  $Q_\rho^w$  – gręžinio funkcija,  $Q_m^w$  – įpumpavimo greitis vienetiniam gręžiniui  $m$ ,  $x_i^m$  – vienetinio gręžinio koordinatė,  $P_o$  – požeminio vandens mityba (infiltracijos greitis),  $\varepsilon_e$  – efektyvus poringumas,  $n_l$  – vidutinis vienetinis vektorius,  $x_l$  – aukštis.

Ši sąlyga gali būti taikoma skirtingų filtracinių savybių vandeningųjų uolienu ribai. Kadangi srautas nepertraukiamas, dviejų vandeningųjų sistemų riboje spūdziai ir debitai yra lygūs.

Dėl 2-os ir 3-ios rūšies ribinių sąlygų galimos išimtinės ribinės laisvųjų paviršių (gruntinio vandens) probleminių uždavinių sprendimo sąlygos. Jos nurodomos kaip integralinės ribinės sąlygos.

*Masės pernaša*

1-os rūšies ribinės sąlygos (Dirichlet tipas)

$$C(x_i, t) = C_1^R(t), \text{ kai } \Gamma_5 \times t[0, \infty), \quad (2.29)$$

2-os rūšies ribinės sąlygos (Neumann tipas) taikomos 3D ir 2D (vertikaliajai ir ašinei simetrijoms) uždaviniams, atitinkamai jų konvekcinė ir divergencinė formos:

$$\left. \begin{aligned} q_{nC}(x_i, t) = q_C^R(t) &= - \underbrace{D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} n_i}_{\text{dispersive\_flux}} \\ q_{nC}(x_i, t) - q_C^R(t) &= \underbrace{C_2^R q_{n_h} - D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} n_i}_{\text{total\_flux}} \end{aligned} \right\}, \text{ kai } \Gamma_6 \times t[0, \infty), \quad (2.30)$$

taikomos 2D horizontaliajai (uždarajai ir atvirajai) problemai, atitinkamai jų konvekcinė ir divergencinė formos:

$$\left. \begin{aligned} \bar{q}_{nC}(x_i, t) = \bar{q}_C^R(t) &= - \underbrace{\bar{D}_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} n_i}_{\text{dispersive\_flux}} \\ \bar{q}_{nC}(x_i, t) - \bar{q}_C^R(t) &= \underbrace{C_2^R \bar{q}_{n_h} - \bar{D}_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} n_i}_{\text{total\_flux}} \end{aligned} \right\}, \text{ kai } \Gamma_6 \times t[0, \infty), \quad (2.31)$$

3-ios rūšies ribinės sąlygos (Cauchy tipas), atitinkamai 2D ir 3D vertikaliosioms problemoms bei 2D horizontaliajai problemai:

$$\left. \begin{aligned} q_{nC}(x_i, t) &= -\Phi_C(C_3^R - C) \\ \bar{q}_{nC}(x_i, t) &= -\bar{\Phi}_C(C_3^R - C) \end{aligned} \right\}, \text{ kai } \Gamma_7 \times t[0, \infty), \quad (2.32)$$

čia  $\Phi_C$  – pernašos koeficientai (arba pernašos laipsniai).

Atitinkamai, apibrėžiant du papildomus (jei reikia laikinus) koeficientus skirtingos masės pernašos sąlygos gali būti įvestos norint atskirti įėjimo ( $q_{nC} < 0$ ) ir išėjimo sąlygas ( $q_{nC} > 0$ ). Ypatingu atveju  $\Phi_C = \Phi_C^{in} = \Phi_C^{out}$  arba  $\bar{\Phi}_C = \bar{\Phi}_C^{in} = \bar{\Phi}_C^{out}$  yra vienodi.

4-os rūšies ribinės sąlygos (pavienio gręžinio tipas – vienetinis tašinis šaltinis)

$$Q_C^w(x_i, t) = \sum_m C_m^w Q_m^w \prod_i \{\delta(x_i - x_i^m)\}, \text{ kai } \forall (x_i, x_i^m) \in \Omega, \quad (2.33)$$

čia  $C_1^R, C_2^R, C_3^R$  – nustatytos ribinės koncentracijos  $C$  reikšmės;  $q_{nC}$  – vidutinis masės srautas (teigiamas iškrovos kryptimi);  $\bar{q}_{nC}$  – vertikalusis vidutinis

normalinis masės srautas (teigiamas iškrovos kryptimi);  $q_C^R, \bar{q}_C^R$  – nustatytas dispersinės dalies normalinis ribinis masės srautas;  $q_C^{R^+}, \bar{q}_C^{R^+}$  – nustatytas visas (konvekcinis + dispersinis) normalinis ribinis masės srautas;  $\Phi_C, \bar{\Phi}_C$  – masės pernašos koeficientai (išplovimo parametrai);  $\Phi_C^{in}, \Phi_C^{out}$  – masės atnešimo ir išnešimo kryptiniai koeficientai;  $\bar{\Phi}_C^{in}, \bar{\Phi}_C^{out}$  – nuo gylio priklausomi masės atnešimo ir išnešimo koeficientai;  $Q_C^w$  – masės srauto gręžinyje funkcija;  $Q_m^w$  – išsiurbimo (įpumpavimo) masės greitis pavieniam gręžinyje  $m$ ;  $x_i^m$  – vienetinio gręžinio  $m$  koordinatė;  $C_m^w$  – išsiurbimo (įpumpavimo) koncentracija pavieniam gręžinyje  $m$ .

2-os ir 3-ios rūšies ribinėms sąlygoms galimos išimtinės ribinės laisvųjų paviršių sąlygos sprendžiant probleminius uždavinius. Jos nurodomos kaip integralinės ribinės sąlygos ir aprašomos atitinkamai 3D modeliams, susietiems su pradine stratigrafine struktūra, ir 2D horizontaliesiems nespūdiniais modeliams, kai srautas integruojamas pagal gylį.

Santykiai  $q_{n_C} = 0$  ir  $\bar{q}_{n_C} = 0$  nurodomi kaip gamtinės ribinės sąlygos, kartu automatiškai pritaikomi modelyje, jei ribos lieka neapibrėžtos. Priklausomai nuo masės pernašos lygties (konvekcinė ar divergencinė forma) formuluotės, normaliniai masės srautai tokiose gamtinėse ribinėse sąlygose yra sulaikomi. Šioje vietoje reiktų atkreipti dėmesį į tai, kuris priimtas srautas – dispersinis ar bendras.

Divergencinė forma išilgai ribinės dalies gali nustatyti bendrą masės srautą, susidedantį iš konvekcinės dalies  $C_2^R q_{n_h}$  (koncentracija  $C_2^R$  sraute  $q_{n_h}$ ) ir dispersinės dalies –  $D_{ij}(\partial C / \partial x_j) n_i$ . Tačiau dėl tokios formuluotės visos ribos turi būti apibrėžiamos tokiu ribinių sąlygų tipu, kuris galėtų „susitvarkyti“ su tokiu specifiniu formuluočių pritaikymu tada, kai išnešimo ribose masės koncentracija  $C_2^R$  yra nežinoma. Naudodama divergencinę formą, FEFLOW programa gali automatiškai apskaičiuoti nežinomą masės srauto konvekcinę dalį, nepriklausomai nuo pasirinktų ribinių sąlygų.

Antra vertus, iš anksto siūloma (angl. *default*) konvekcinė forma nereikalauja specifinio formuluočių pritaikymo ribinėms sąlygoms ir dažniausiai turėtų būti vartojama. Čia  $q_{n_C} = -D_{ij}(\partial C / \partial x_j) n_i \approx 0$  priskiriama kaip gamtinė ribinė sąlyga; masės srautas laisvai patenka pro konvekciškai atviras ribines dalis, ir koncentracija riboje apskaičiuojama automatiškai. Šiuo atveju

konvekcinės formos masės srautas būtinai suformuos didesnę koncentracijos gradientą, esant tokios pačios masės apkrovai  $q_{nc}$ , riboje.

Pernašos koeficientai  $\Phi_C$ , realizuojami 3-ios rūšies ribinėse sąlygose, gali būti laikomi išplovimo parametrais, kurie sulėtina masės srautą pro ribą. Jei  $\Phi_C \equiv 0$ , tai riba tampa nelaidi. Kitu atveju, naudojant labai didelę reikšmę  $\Phi_C \rightarrow \infty$ , ribinės 3-ios rūšies sąlygos virsta 1-os rūšies (*Dirichlet* tipas) ribinėmis sąlygomis; čia  $C = C_3^R$  (Diersh 2002).

FEFLOW programa sudarytas vandens tėkmių ir radionuklidų pernašos modelis planuojamos AE aikštelėje.

*Kompiuterinė programa CXTFIT*

Kompiuterinė programa CXTFIT 2.1 sprendžia tiesioginius bei atvirkštinius uždavinius, naudojant konvekcijos-dispersijos vienos dimensijos lygtį, kai vandens srautas yra pastovus (Toride *et al.* 1999):

$$\frac{\partial}{\partial t} (\theta c_r + \rho_b s) = \frac{\partial}{\partial x} \left( \theta D \frac{\partial c_r}{\partial x} - J_w c \right) - \theta \mu_e c_r - \rho_b \mu_s s + \theta \gamma_e(x) + \rho_b \gamma_s(x), \quad (2.34)$$

čia  $c_r$  – vidutinė skystosios fazės koncentracija vandenyje ( $M/L^3$ ),  $s$  – sorbuotos medžiagos koncentracija ( $M/M^1$ ),  $D$  – dispersijos koeficientas ( $L^2/T^1$ ),  $\theta$  – tūrinis vandens drėgnis ( $L^3/L^3$ ),  $J_w$  – vandens srauto tankis ( $L/T^1$ ),  $\rho_b$  – grunto kietų dalelių tankis ( $M/L^3$ ),  $\mu$  ir  $\mu_s$  – pirmos eilės skilimo konstanta ( $1/T^1$ ), atitinkamai skystoje ir kietoje (sorbuotoje) fazėse;  $\gamma_e (ML^{-3}/T^1)$  ir  $\gamma (MM^{-1}/T^1)$  – nulinės produkcijos išraiška, atitinkamai skysčiui ir sorbuotai fazei,  $x$  – atstumas ( $L$ ),  $t$  – laikas ( $T$ ).

Tiesioginiai uždaviniai yra skirti priemaišų sklaidai prognozuoti (laboratorijoje bei lauke) tiek laike, tiek erdvėje, kai yra žinomi aplinkos parametrai.

Atvirkštiniai (angl. *inverse*) uždaviniai yra sprendžiami, siekiant nustatyti aplinkos parametrus, remiantis išmatuotos priemaišų koncentracijos duomenimis (Marquardt 1963). Programa gali būti naudojama vandens greičiui ( $v$ ), dispersijos koeficientui ( $D$ ), retardacijos faktoriui ( $R$ ), pirmos eilės degradacijos koeficientui ( $\mu$ ), pradiniam našumo koeficientui ( $\gamma$ ) nustatyti.

Darbe CXTFIT 2.1 programa suskaičiuotas vandens tėkmės greitis bei dispersijos koeficientas. Kadangi eksperimentui buvo naudojami konservatyvūs, t. y. nesorbuojami žymikliai, nebuvo įvertintas sulėtinimo veiksnys.

## 2.5. Antrojo skyriaus išvados

1. Priemaišų pernašos su požemio vandeniu procesams ir parametrams (dispersijai, efektyviajam poringumui, vandens srauto greičiui ir kryptčiai) vertinti gamtinėmis sąlygomis pasirinkta indikatorinio metodo metodika, panaudojant uraniną bei druską (NaBr). Šios medžiagos pigios, lengvai išmatuojamos, netoksiškos aplinkai.
2. Tyrimuose naudoto uranino fluorescencijos intensyvumo kitimai matuoti esant 485 nm sužadinimo ir 513 nm fluorescencijos bangos ilgiams. Prietaiso sužadinančios spinduliuotės bangos nustatymo tikslumas  $\pm 0,5$  nm, bangų pakartojamumas  $\pm 0,25$  nm.
3.  $\text{Br}^-$  jonų koncentracijai nustatyti pasirinkta jonų chromatografija, sistema DIONEX ICS-5000. Matavimų paklaida – 5–10 %, prietaiso aptikimo riba – 0,1 mg/l.
4. Nustatyta, kad esant pakankamam tričio aktyvumui vandenyje ( $>5$  TV), gręžinių vandens bandinys gali būti tiriamas tiesiogiai, praleidžiant turtinimo procesą.
5. Radionuklidų savitiesiems aktyvumams bandiniuose nustatyti pritaikyta gama spektrometrinė sistema (CANBERRA) su puslaidininkiniu HPGe detektoriumi (skiriamoji geba – 2 keV, efektyvumas – 15 %).



---

## **Radionuklidų aktyvumas ir sklaida planuojamos atominės elektrinės aplinkoje**

Šiame skyriuje pateikiama planuojamos AE teritorijos gamtinių ir hidrogeologinių sąlygų apžvalga, hidrogeologinių parametrų nustatymo indikatoriniu metodu rezultatai. Analizuojama kokie procesai galėjo nulemti gautus eksperimentinius hidrogeologinių parametrų rezultatus. Eksperimentiniai duomenys palyginami su modeliavimo rezultatais. Skyriuje pateikiami radionuklidų aktyvumo statybiniame lauke ir požeminiame vandenyje planuojamos AE aikštelėje rezultatai. Tričio tūrinio aktyvumo rezultatai palyginti su ankstesnių metų bei kituose Lietuvos miestuose atliktais matavimų rezultatais, analizuota tričio tūrinio aktyvumo kaita nuo sezoniškumo, radionuklidų aktyvumo statybiniame lauke įtaka požeminiams vandenims. Skyriuje pateikiamas radionuklidų pernašos ir požeminio vandens tėkmių pernašos modelis planuojamos AE aikštelėje.

Šio skyriaus medžiaga buvo paskelbta 3 autorės publikacijose (Cidzikienė 2011, 2014a, 2014b) ir 10 mokslinių konferencijų.

### 3.1. Planuojamos atominės elektrinės teritorijos pagrindinės geofizinės sąlygos

Planuojamos AE statybų aikštelė yra Drūkšinių k., Visagino m. savivaldybėje. Visagino miestas yra už 7 km į vakarus nuo planuojamos AE aikštelės, Baltarusijos pasienis – apie 4,2 km į rytus, o Latvijos pasienis – apie 8,2 km į šiaurę. Aplink aikštelę (3–4 km atstumu) yra keletas mažesnių miestelių: Tumelina, Čeberakai, Skryteliai, Marijonavas, Vilkaragis ir kt. Aikštelės plotas sudaro 36,9 ha. Planuojama AE yra į rytus nuo Ignalinos AE. Šios aikštelės pietryčiuose yra panaudoto branduolinio kuro saugykla, kuri ribojasi su tiriamąja aikštele. Artimiausi paviršinio vandens telkiniai yra AE aušinimo kanalas, juosiantis planuojamos AE aikštelės iš šiaurės ir šiaurės rytinės pusės, į šiaurę – Drūkšių ežeras. Už 3,5 km į pietvakarius yra artimiausia Visagino miesto vandenvietė (UAB „Sweco“ 2012).

#### *Gamtinės sąlygos*

Planuojamos AE aikštelės ekologinė būklė priklauso nuo vietovės gamtinių (klimatinių, hidrogeologinių ir kt.) sąlygų ir galimos taršos pobūdžio vietovės ekosistemos baziniuose elementuose.

Technogeniniai radionuklidai dinamiškiausiai sklinda atmosferoje, sklaidos mastas tiesiogiai priklauso nuo vietovės meteorologinių sąlygų. Radionuklidų ir kitų technogeninių teršalų migracija ir poveikis vietovės ekosistemos sausumos ir vandens elementams yra lėtesnis ir lemiamas teršalo fizikinių ir cheminių savybių bei sąveikos tarp teršalo ir aplinkos terpės iššauktų procesų.

Lyginant su kitomis Lietuvos zonomis, planuojamos AE regionas pasižymi dideliais metiniais oro temperatūros pokyčiais, šaltesnėmis ir ilgesnėmis žiemomis su daug sniego bei šiltesnėmis, tačiau trumpesnėmis vasaromis. Vidutinis kritulių kiekis taip pat yra didesnis.

#### *Klimatinės ir meteorologinės sąlygos*

Vidutinės apskaičiuotos oro temperatūros planuojamos AE teritorijoje šalčiausiuoju 5 dienų laikotarpiu yra – 27 °C. Absoliutus užregistruotos temperatūros maksimumas yra 36°C, o absoliutus minimumas – 40°C (Pöry Energy Oy, Lietuvos energetikos institutas 2009).

Šiame regione vyrauja vakarų ir pietų vėjai. Ypač stiprūs yra vakarų ir pietryčių krypties vėjai. Vidutinis vėjo greitis siekia 3,5 m/s. Maksimalus vėjo greitis kartais pasiekia ir 28 m/s. Pavasarį vidutinis mėnesinis vėjo greitis siekia 3,1 m/s, vasarą – 2,7 m/s, rudenį – 3,4 m/s ir žiemą – 3,7 m/s (Lietuvos hidrogeologijos tarnyba prie Aplinkos ministerijos).

Vidutinis metinis kritulių kiekis planuojamos AE regione 1988–2007 m. yra 665 mm. Apie 65 % metinio kritulių kiekio iškrenta šiltuoju metų laikotarpiu



(balandžio–spalio mėnesiais) ir apie 35 % – šaltuoju metų laikotarpiu (lapkričio–kovo mėnesiais). Sniego danga laikosi apie 110 dienų ir jos aukštis siekia 30–40 cm.

Vidutinis santykinis oro drėgnumas vasarą sudaro 80 %, žiemą – 90 %. Šis rodiklis būna minimalus birželio mėnesį, o sausio mėnesį pasiekia maksimumą (IAE 1985).

Tiriama teritorija priklauso Dysnos – Dauguvos hidrografiniam baseinui. Drūkšių ežeras yra stambiausias regiono paviršinio vandens telkinys. Iš ežero išteka Prorvos upė, įteka – Gulbinėlės ir Drūkšos upokšniai. Ežero vandens paviršiaus lygis vidutiniškai yra 141,6 m (Drūkšių ežero bazinė hidrofizinė būklė 1989; Jakimavičiūtė *et al.* 1999). Pagrindiniai Drūkšių ežero hidrologiniai rodikliai pateikiami 3.1 lentelėje.

**3.1 lentelė.** Pagrindiniai Drūkšių ežero hidrologiniai rodikliai (Drūkšių ežero bazinė hidrofizinė būklė 1989)

**Table 3.1.** The main hydrological characteristics of Lake Drūkščiai (The hydrophysical condition of Lake Drūkšių 1989)

Hidrologinis rodiklis	Reikšmė
Ežero baseino plotas, km <sup>2</sup>	564
Vandens paviršiaus plotas, km <sup>2</sup>	49
Vandens tūris, m <sup>3</sup>	369·10 <sup>6</sup>
Ežero ilgis, km	14,3
Vidutinis gylis, m	7

Ežero vanduo iki 2009 m. gruodžio 31 d. buvo naudojamas kaip Ignalinos AE aušinančio vandens šaltinis. Dėl tiesioginio šiluminio poveikio ir dirbtinio vandens lygio reguliavimo yra pakitęs ežero vandens temperatūrinis bei hidrologinis režimas, jo visoje akvatorijoje yra susiformavusi specifinė vandens augalijos ir gyvūnijos populiacija.

Į ežerą išsikrauna AE teritorijoje tekantis gruntinio vandens srautas, o kai kuriose ežero akvatorijos vietose drenuojamas ir pirmojo spūdinio vandeningo sluoksnio vanduo (Lietuvos TSR 1981, Marcinkevičius 1995).

#### *Geologinės-hidrogeologinės sąlygos*

Planuojamos AE teritorija yra trijų stambių Baltijos artezinio baseino tektoninių elementų sandūroje, Baltijos aukštumų, vadinamosios artezinio baseino mitybos srities teritorijoje. Iš 3.1 paveiksle pateikiamo rajono geologinio-hidrogeologinio



Žemaitijos, Medininkų, Grūdų posvičių nuogulos ir Baltijos sluoksniai ir piltinis technogeninis gruntas (tIV), šiuolaikinės aliuvinės (aIV), ežerinės ir pelkių (bIV) nuogulos. Glacigeninės nuogulos – nelaidus vandeniui priemolis ir priesmėlis. Akvaglacialinės nuogulos – vandeningi smėliai, žvyringas smėlis bei žvyras–gargždas, rečiau sutinkami vandeniui mažai laidus molis ir aleuritas. Šiuolaikinės nuogulos – įvairios frakcijos vandeningi smėliai, durpės bei vandeniui mažai laidus molis ir aleuritas (Hidroprojektas *et al.* 2006).

2009 m. buvo atlikti preliminarūs ekogeologiniai ir geotechniniai tyrimai. Rezultatai (Geotestus 2009) parodė, kad potencialioje planuojamos AE aikštelėje aptiktas technogeninis gruntas (tIV), kurio storis siekė 0,2–7,5 m. Po šiomis nuogulomis vietomis slūgso šiuolaikinės ežerų nuogulos. Tai smulkus dažnai molingas smėlis pereinantis į dulkingą priesmėlį ar net priemolį, gerai ir vidutiniškai susiskaidžiusios durpės, dumblas. Vietomis technogeninis gruntas slūgso ant paskutinio apledėjimo Baltijos stadijos fluvio-glacialinių (fIIbI) smulkaus ir vidutinio rupumo smėlio, kartais dulkingo priesmėlio. Giliau slūgso moreninis Baltijos stadijos (gtIIbI) priemolis ar priesmėlis. Sluoksnio storis vyrauja iki 13 m storio. Grūdų stadijos (lgIIgr) smulkus smėlis slūgso betarpiškai po Baltijos stadijos moreniniais dariniais arba išpleišėja ir pereina į limnoglacialinį Grūdų stadijos smulkų smėlį. Limnoglacialiniai ir fluvio-glacialiniai vidurinio pleistoceno Medininkų svitos (fIImd, lgIImd) dariniai plačiai paplitę tiriamoje teritorijoje ir apylinkėse. Nuogulas sudaro aleuritas, molis, smulkus ir įvairaus rupumo smėlis, priemolis, priesmėlis, žvyras, gargždas. Maksimalus nuogulų storis siekia 40 m. Giliau slūgso Medininkų svitos moreninis priemolis ir priesmėlis (gIImd) su smėlio, žvyro, gargždo lėšiais. Nuogulų storis siekia 20–30 m. Giliau slūgso Žemaitijos (lgIIžm) svitos limnoglacialinis molis, priemolis ir aleuritas. Šių nuogulų bendras storis siekia iki 10 m. Giliau slūgso Žemaitijos svitos moreninis priemolis, rečiau – priesmėlis (gIIžm). Šių nuogulų storis kinta nuo 10–25 metrų.

Gruntinis vanduo tiriamoje teritorijoje buvo aptiktas įvairiame gylyje. Priklausomai nuo reljefo aeracijos zonos storis siekė nuo 0,15 iki 6,0 m. Absoliutinis gruntinio vandens lygis teritorijoje 141,6–148,5 m. Gruntinį vandenį telkia technogeninis gruntas (tIV), šiuolaikinės ežerinės (tIV) nuogulos: durpės, smulkus, molinga smėlis, dulkingas priesmėlis ir priemolis, Baltijos stadijos fluvio-glacialinis (fIIbI) smulkus ir vidutinio rupumo smėlis, taip pat moreninio Baltijos stadijos (gtIIbI) priemolio ir priesmėlio sluoksniai, viršutinė, išdūlėjusi zona.

Giliau slūgso subspūdinis Grūdų, Grūdų–Medininkų vandeningas sluoksnis (lgIIgr, lgII–II gr-md). Kai šie sluoksniai slūgso po Baltijos ar Grūdų stadijų morenomis, vanduo spūdinis. Spūdis siekia kelis metrus nuo

sluoksnio kraigo. Tačiau artimiausiose teritorijai apylinkėse jis tampa nespūdiniu, dažnai susijungia su gruntiniu vandeningu sluoksniu. Požeminiame vandenyje yra smulkus, vidutinis smėlis, retkarčiais pasitaiko žvirgždo ir gargždo. Gilesnis yra Žemaitijos vandeningas sluoksnis, neretai turintis ryšį su aukštesniais vandeningais sluoksniais (Geotestus 2009).

### **3.2. Hidrogeologinių parametrų nustatymas planuojamos atominės elektrinės teritorijoje**

#### *Hidrogeologinių parametrų nustatymas gręžinių išpumpavimo metodu*

Prieš atliekant eksperimentinius darbus su žymikliais buvo atlikti gręžinių išpumpavimo tyrimai hidrogeologiniams parametrams nustatyti. Organizuojant bandomuosius išpumpavimus, būtina iš anksto orientuotis, kokioje geofiltracinėje situacijoje atliekami tyrimai, ir apsispręsti, kaip bus nustatomi hidrogeologiniai parametrai. Geofiltracinį režimą, išpumpuojant gręžinį, daugiausia lemia vandeningojo sluoksnio ribinės sąlygos. Be to, svarbi sluoksnio litologija, vienalytiškumas, taip pat uolienų poringumo ir plyšiuotumo pobūdis, vandentalpos ir vandengražos savybės. Bandomųjų išpumpavimų tyrimų tikslas yra nustatyti orientacinę priklausomybę tarp vandens debito ir lygio pažemėjimo. Surinkti duomenys leidžia nustatyti apytikslę filtracijos ir sluoksnio filtracinio laidumo koeficientą.

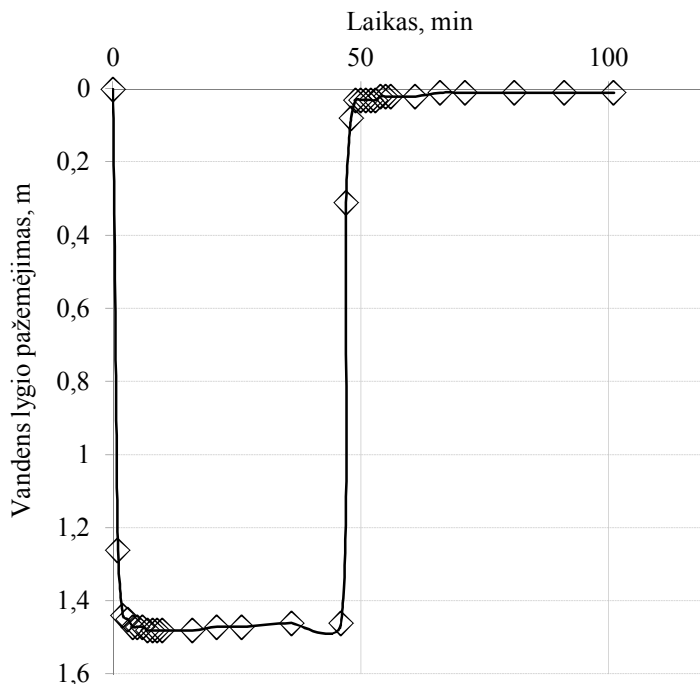
Bandomieji išpumpavimo darbai atlikti I sistemoje – 2013 m. rugpjūčio 6 d., o II – oje sistemoje – 2013 m. liepos 25 d. Darbų metu vanduo iš injekcinių gręžinių (Nr. I1-1 ir Nr. I2-1) buvo išpumpuojamas pastoviu debitu (I sistema – 43,2 m<sup>3</sup>/d, o II sistema – 32 m<sup>3</sup>/d), tuo pačiu metu injekciniuose bei stebimuosiuose gręžiniuose matuojamas vandens lygio žemėjimas iki pastovių reikšmių.

Injekciniuose gręžiniuose vandens lygis matuotas kas minutę, vėliau matavimai atlikti kas 10 minučių. Stebimuosiuose gręžiniuose vandens lygis matuotas kas 10 minučių.

Nusistovėjus vandens lygiui injekciniuose gręžiniuose, buvo nutrauktas vandens pumpavimas ir stebėtas vandens lygio kilimas (atsistatymas) kas 10 minučių.

I sistemos gręžinių filtrai yra 10–19 m gylio intervalu, vandeningas sluoksnis (fIII<sub>nm3</sub>) sudarytas iš įvairaus smėlio. Vandens lygio kaita išpumpavimo metu šios sistemos injekcinio ir stebimųjų gręžiniuose pateikta 3.2–3.4 paveiksle. Injekcinio gręžinio išpumpavimo darbai vyko 45 min.

Vandens lygis, nutraukus pumpavimo darbus, atsistatė po kelių minučių. Maksimalus vandens lygio pažemėjimas prie 43,2 m<sup>3</sup> debito – 1,48 m.

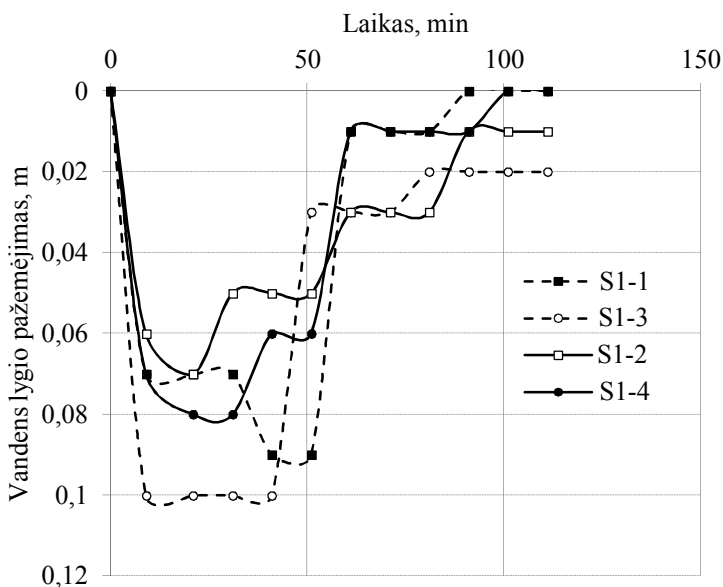


**3.2 pav.** Vandens lygio kaita injekciniame gręžinyje Nr. II-1

**Fig. 3.2.** Changes of water level in the injection well No. II-1

Stebimieji gręžiniai Nr. S1-1–S1-4 nutolę nuo injekcinio gręžinio apie 6 metrus. Didžiausias vandens lygio pažemėjimas (iki 0,1 m) pastebėtas visuose gręžiniuose, pradėjus pumpavimo darbus ir jau po kelių minučių vandens lygio kritimas nebuvo nustatytas. Vandens lygis stebimuosiuose gręžiniuose atsistatė po kelių minučių po išpumpavimo pabaigos. Tai, kad vandens lygis nukrito visuose gręžiniuose rodo gerą sąveiką tarp injekcinio ir visų stebimųjų gręžinių, o greitam vandens lygio atsistatymui visuose gręžiniuose galėjo turėti įtakos didelė vandens tėkmių prietaka į visus stebimuosius gręžinius. Vandens lygio atsistatymą paprastai nusako filtracijos koeficiento savybės aplink gręžinį, o greičiausias vandens lygio kritimas, pradėjus išpumpavimo darbus injekciniame gręžinyje, rodo tarp kokių gręžinių geriausia sąveika su injekciniu gręžiniu. Eksperimento rezultatai parodė, kad geriausia sąveika yra tarp injekcinio

gręžinio Nr. I1-1 ir stebimųjų gręžinių Nr. S1-1 ir Nr. S1-3, o geriausios filtracijos koeficiento savybės aplink gręžinius Nr. S1-1 ir Nr. S1-4 (3.3 pav.). Lėčiausiai vandens lygis atsistatė gręžinyje Nr. S1-3, o tai parodo, kad aplink gręžinį Nr. S1-3 filtracijos koeficientas mažiausias.



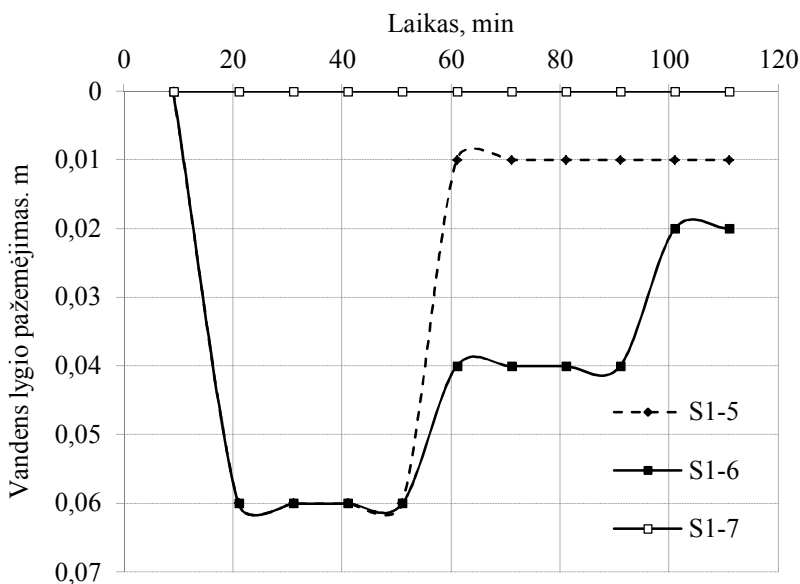
**3.3 pav.** Vandens lygio kaita stebimuosiuose gręžiniuose Nr. S1–S4  
**Fig. 3.3.** Changes of water level in the observation wells No. S1–S4

Gręžinys Nr. S1-7 nutolęs nuo injekcinio gręžinio 28,8 m atstumu ŠR kryptimi. Išpumpavimo metu vandens lygis gręžinyje Nr. S1-7 visą laiką buvo pastovus. Būtų galima daryti išvadą, kad susisiektis tarp injekcinio ir stebimojo gręžinio Nr. S1-7 nėra, be to gręžinių filtro įrengimo gylis yra skirtingas: gręžinio Nr. S1-7 įrengtas 2,1 m. gylyje, o tuo tarpu kitų gręžinių filtrai įrengti žymiai giliau (apie 19 m), tai taip pat galėjo lemti gręžinio vandens lygio stabilumą. Vandens lygis galėjo nekisti ir dėl to, kad gręžinys Nr. S1-7 įrengtas už suformuotos depresijos įtakos zonos ribos (dėl labai gero skvarbumo tarp injekcinio ir stebimojo gręžinio Nr. S1-7). Galima daryti prielaidą, kad aplink stebimąjį gręžinį Nr. S1-7 yra ypatingai didelė filtracijos koeficiento sritis, kuri užtikrina stabilų gruntinio vandens lygį.

Vandens lygis mažai kito ir kituose stebimuose gręžiniuose. Gręžiniuose Nr. S1-5 ir Nr. S1-6, nežymus vandens lygio pažemėjimas nustatytas tik pradėjus išpumpavimo darbus. Tokie rezultatai rodo, kad ryšys tarp injekcinio

gręžinio ir stebimųjų gręžinių yra geras, maži vandens lygių svyravimai galimi dėl didelės filtracijos koeficiento verčių.

Pirmoje sistemoje didžiausias vandens lygio pažemėjimas (pradėjus išpumpavimo darbus) nustatytas gręžiniuose Nr. S1-1 ir Nr. S1-3 (iki 0,11 m). Abu šie stebimieji gręžiniai nuo injekcinio gręžinio nutolę ŠV kryptimi, tai rodo, kad skvarbiausias vandeningas sluoksnis tarp injekcinio ir gręžinių Nr. S1-1 ir S1-3, o tai leidžia daryti prielaidą, kad vandens tėkmių kryptis – ŠV, link Drūkšių ežero. Galima prognozuoti, kad atliekant indikatorinį tyrimą žymiklis greičiausiai atitekės į šiuos gręžinius.

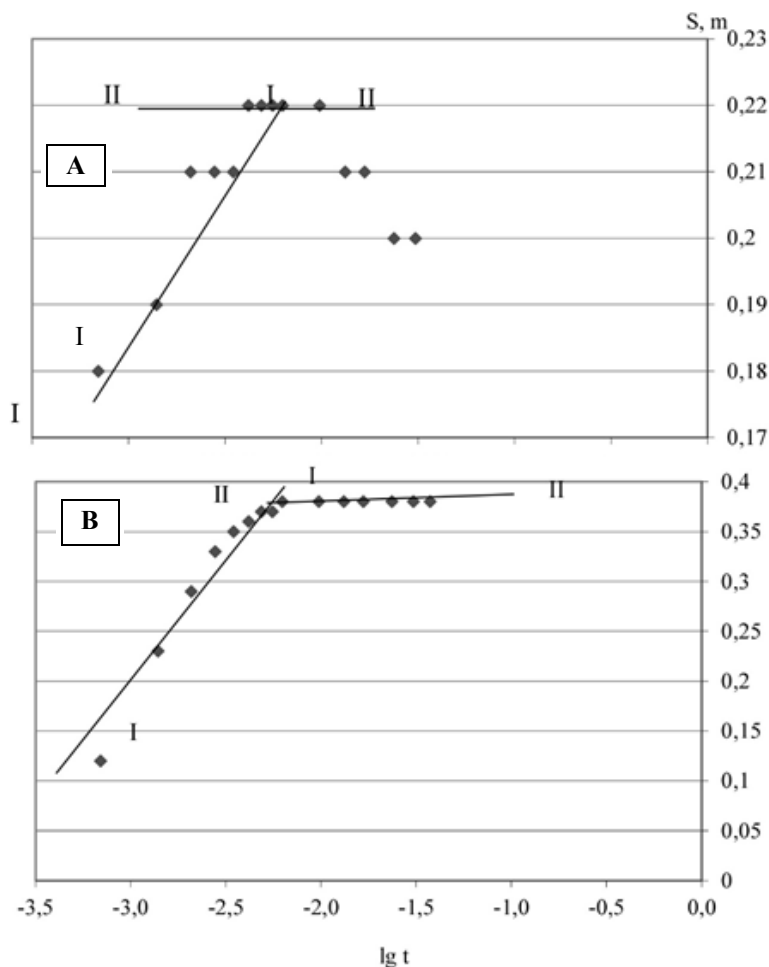


**3.4 pav.** Vandens lygio kaita stebimuosiuose gręžiniuose Nr. S1-5–S1-7

**Fig. 3.4.** Changes of water level in the observation wells No. S1-5–S1-7

Analizuojant vandens lygio kritimo (s) priklausomybės nuo laiko (t) grafiką (S–lgt) (3.5 pav.) chronologiniu atžvilgiu, matyti ryškios dvi atkarpos (I, II). Pirmoji jų rodo kvazistacionaraus režimo tarpsnį, kuris baigiasi maždaug po valandos nuo išpumpavimo pradžios. Grafike ši atkarpa yra tiesė (3.5 pav.). Antroji atkarpa rodo vandens lygio kritimo tempą, kuris yra sulėtėjęs. Tai galėjo nulemti kelios priežastys: 1) veikia dvilypis vandeningo sluoksnio poringumas; 2) depresija pasiekė laidesnę ribą arba pritekėjimas į gręžinio drenavimo sritį pasidaro artimas išpumpuojamam debitui; 3) vanduo iš aukščiau ar žemiau slūgstančių vandeningų uolienų atiteka pro mažai laidžius vandeniui sluoksnius.

Pagal gautus išpumpavimo duomenimis (3.5 pav.), buvo daromos prielaidos apie žymiklio elgseną vandeningame sluoksnyje; Kuperio ir Džeikobo (angl. Cooper-Jacob) grafoanalitiniu metodu apskaičiuotas filtracijos koeficientas. Remiantis kita hidrogeologine informacija suskaičiuoti kiti parametrai: vandens tėkmės greitis, žymiklio sklaidos laikas ir kt. Duomenys pateikti 3.2 lentelėje. Parametrai pagal vandens lygio atsistatymą (s) nustatomi sustabdant gręžinio eksploataciją.



**3.5 pav.** Vandens lygio žemėjimo (A), kilimo (B) grafikai  $S=f(\lg(t))$ , I sistema  
**Fig. 3.5.** The time-drawdown (A) and water level (B) recovery charts  $S=f(\lg(t))$ , I system

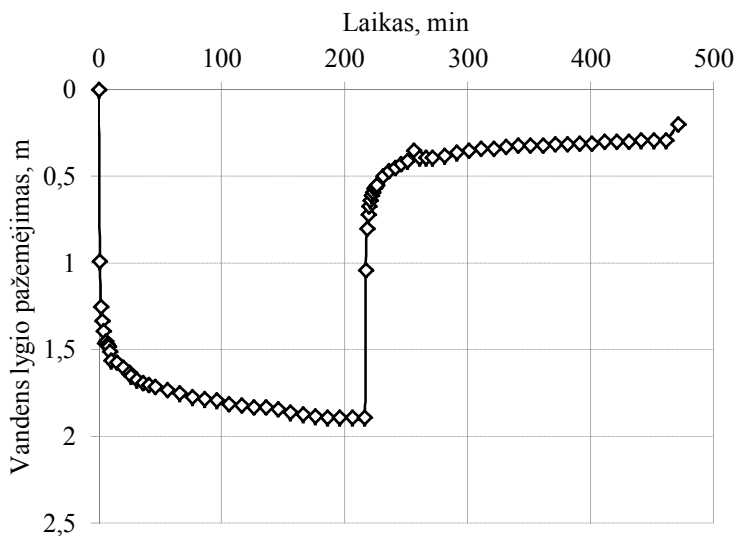


**3.2 lentelė.** I sistemos tyrimo duomenys**Table 3.2.** Research data of the first system

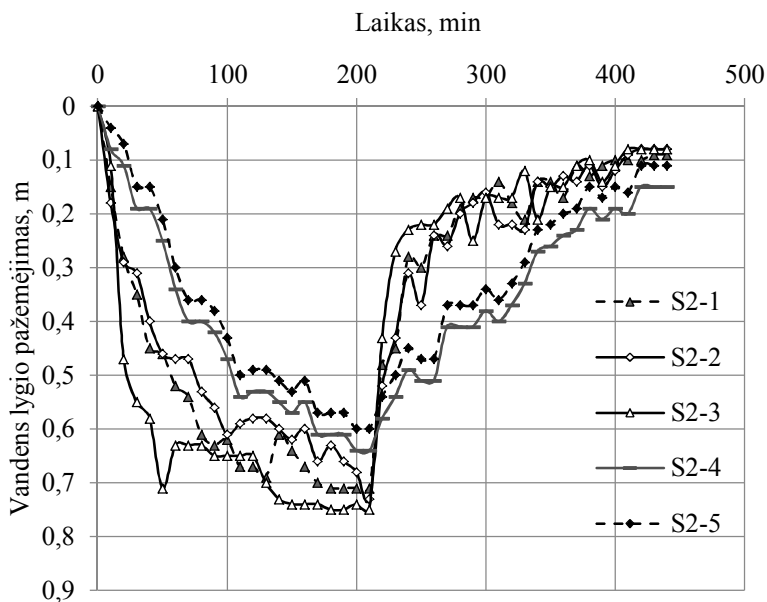
I sistema	Hidraulinis gradientas	Tikrasis greitis, m/d	Žymiklio sklaidos laikas, d*
Tarp gręžinio Nr. II-1 ir S1-	$0,83 \cdot 10^{-2}$	0,727	8,25
Tarp gręžinio Nr. II-1 ir S1-	$0,84 \cdot 10^{-2}$	0,367	48,57
Tarp gręžinio Nr. II-1 ir S1-	$0,24 \cdot 10^{-2}$	0,257	116,05

\*– suskaičiuotas (prognozinis) pagal bandomojo išpumpavimo tyrimą laikas natūraliomis sąlygomis (esant natūraliam lygių (slėgių) skirtumui tarp gręžinių).

II sistemos gręžinių filtrai yra arčiau žemės paviršiaus nei I sistemos injekciniame ir stebimuosiuose gręžiniuose (4,5–9 m gylyje). Vandeningas sluoksnis yra sudarytas iš smulkaus smėlio su žvyro priemaišomis. Šioje sistemoje vanduo iš injekcinio gręžinio Nr. I2-1 buvo išpumpuojamas pastoviu debitu  $32 \text{ m}^3/\text{d}$ , tuo pačiu metu injekciniame gręžinyje Nr. I2-1 ir stebimuosiuose gręžiniuose Nr. S2-1 – S2-10 matuojamas vandens lygio žemėjimas iki pastovių reikšmių. Injekciniame gręžinyje vandens lygis po kelių minučių nukrito iki 1,5 metro, o nusistovėjo po 200 minučių (3.6 pav.). Išpumpavimo darbai baigti nusistovėjus vandens lygiui visuose gręžiniuose. Baigus išpumpavimo darbus, intensyvus vandens lygio kilimas injekciniame gręžinyje tęsėsi 4 valandas (240 minučių), o pilnai atsistatė po 4 parų.

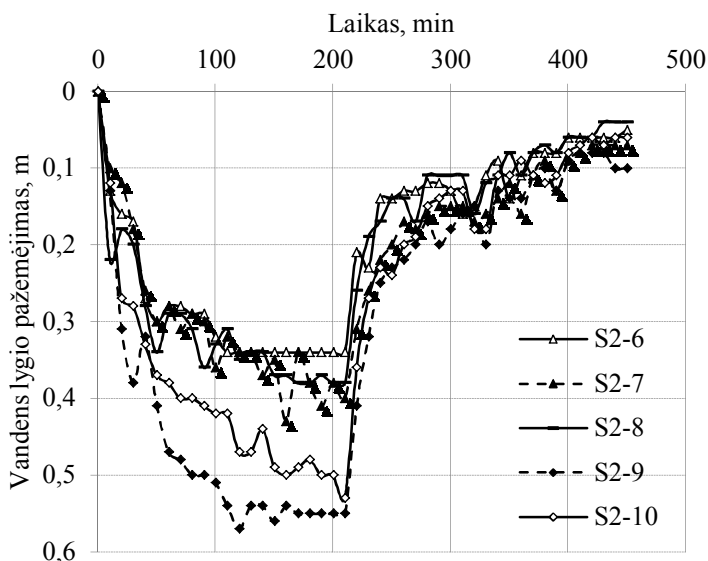
**3.6 pav.** Vandens lygio kaita injekciniame gręžinyje Nr. I2-1**Fig. 3.6.** Changes of water level in the injection well No. I2-1

Išpumpavimo metu buvo stebima sąveika tarp injekcinio ir stebimųjų gręžinių Nr. S2-1 – S2-10 (3.7 ir 3.8 pav.). Vandens lygio kritimas pastebėtas visuose stebimuosiuose gręžiniuose (Nr. S2-1– S2-10) po minutės išpumpavimo darbų injekciniame gręžinyje Nr. I2-1 (3.7 ir 3.8 pav.). Tai, kad vandens lygis kito visuose stebimuosiuose gręžiniuose rodo gerą sąveiką tarp injekcinio gręžinio Nr. I2-1 ir visų stebimųjų gręžinių Nr. S2-1–S2-10. Nagrinėjant 3.7 paveiksle pateiktus duomenis pastebėta, kad artimiausiuose stebimuosiuose gręžiniuose Nr. S2-1–S2-5, kurie nutolę 7 metrų atstumu nuo injekcinio gręžinio Nr. I2-2, daugiausiai vandens lygis nukrito iki 0,75 metrų stebimuosiuose gręžiniuose Nr. S2-1–S2-3 (3.8 pav.). Galima teigti, kad medžiagų (radionuklidų) pernaša šia kryptimi bus greičiausia. Mažiausiai vandens lygis nukrito gręžinyje Nr. S2-5 ir tai rodo, kad vandens tėkmę greitis šia kryptimi lėčiausias. Greičiausiai vandens lygis atsistatė stebimuosiuose gręžiniuose Nr. S2-1 ir Nr. S2-3, tai rodo, kad geriausios filtracijos koeficiento savybės yra aplink šiuos stebimuosius gręžinius. Tai, kad vandens lygis kito ir atsistatė netolygiai visuose stebimuosiuose gręžiniuose paaiškina, kad tiriamo vandeningo sluoksnio vandens srauto pritekėjimas yra nepastovus.



**3.7 pav.** Vandens lygio kaita stebimuosiuose gręžiniuose Nr. S2-1 – S2-5  
**Fig. 3.7.** Changes of water level in the observation wells No. S2-1– S2-5

3.8 paveiksle pavaizduotas vandens lygio kitimas ir atsistatymas tarp injekcinio gręžinio Nr. I2-1 ir stebimųjų gręžinių Nr. S2-5 – S2-10. Stebimieji gręžiniai yra nutolę maždaug 14 metrų atstumu nuo injekcinio gręžinio I2-1. 3.8 paveiksle matoma, kad vandens lygis greičiausiai nukrito ir atsistatė stebimajame gręžinyje Nr. S2-9, todėl galima daryti prielaidą, kad skvarbiausias vandeningas sluoksnis yra tarp injekcinio gręžinio Nr. I2-1 ir stebimojo gręžinio Nr. S2-9. Tai kad vandens lygis atsistatė greičiausiai stebimajame gręžinyje Nr. S2-9 rodo, kad geriausios filtracijos koeficiento savybės yra aplink šį stebimąjį gręžinį. Mažiausiai vandens lygis nukrito stebimajame gręžinyje Nr. S2-6. Rezultatus galima paaiškinti greita vandens prietaka į šį gręžinį arba mažai skvarbiu vandeningu sluoksniu tarp injekcinio gręžinio Nr. I2-1 ir stebimojo gręžinio Nr. S2-6. Atliekant eksperimentą pirmoje sistemoje ir eksperimento metu antroje sistemoje artimiausiuose stebimuosiuose gręžiniuose vandens lygis pirmiausiai nukrito stebimuosiuose gręžiniuose, kurie įrengti ŠV kryptimi, link Drūkšių ežero darytina prielaida, kad lėtas vandens lygio kitimas stebimajame gręžinyje Nr. S2-6 yra susijęs su greitu vandens pritekėjimu. Kaip ir arčiausiai nutolusių stebimųjų gręžinių atveju (3.7 pav.) taip ir toliau nutolusių stebimųjų gręžinių (3.8 pav.) nuo injekcinio gręžinio N. I2-1 atveju pastebėtas netolygus vandens lygio kritimas ir atsistatymas. Tokius rezultatus paaiškina, kad vandens pritekėjimas yra netolygus dėl skirtingos vandeningo sluoksnio litologinės sudėties.



**3.8 pav.** Vandens lygio kaita stebimuosiuose gręžiniuose Nr. S2-6–S2-10  
**Fig. 3.8.** Changes of water-level in the observation wells No. S2-6–S2-10

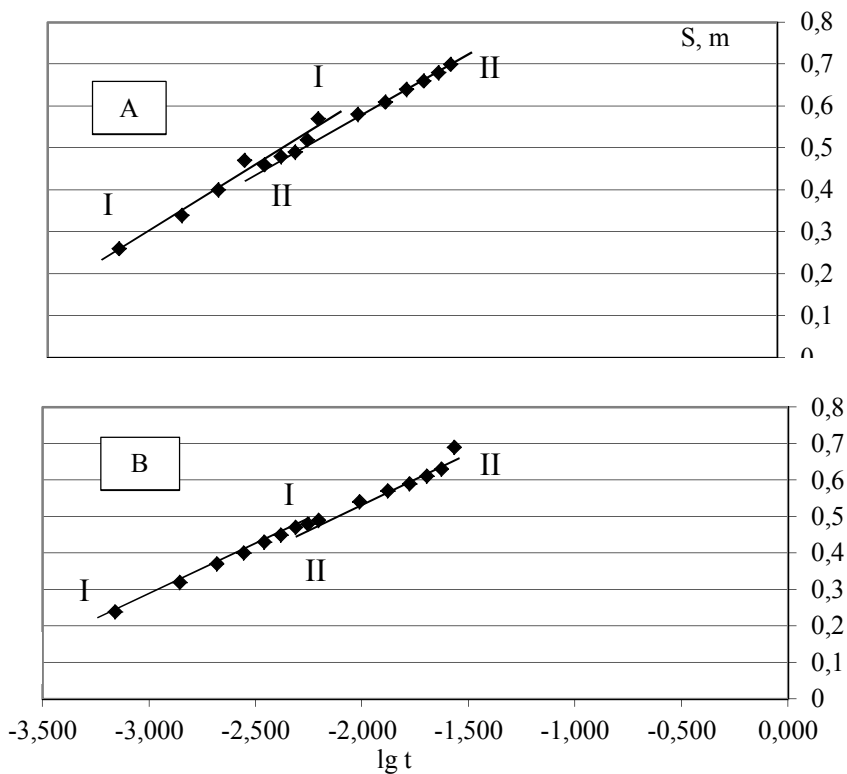
Išanalizavus II sistemos grunto vandens lygio dinamiką (3.9 pav.) nustatytas filtracijos koeficientas, vandens tėkmės greitis, žymiklio sklaidos laikas (3.3 lentelė).

**3.3 lentelė.** II sistemos tyrimo duomenys

**Table 3.3.** Research data of the second system

II sistema	Hidraulinis gradientas	Greitis, m/d	Medžiagos sklaidos laikas, d*
Tarp gręžinio Nr. I2-1 ir S2-3	$0,28 \cdot 10^{-2}$	0,735	9,59
Tarp gręžinio Nr. I2-1 ir S2-8	$0,71 \cdot 10^{-2}$	0,499	28,10

\*- suskaičiuotas (prognozinis) pagal bandomojo išpumpavimo tyrimą laikas



**3.9 pav.** Vandens lygio žemėjimo (A), kilimo (B) grafikai  $S=f(\lg(t))$ , II sistema  
**Fig. 3.9.** The time-drawdown (A) and water level (B) recovery charts  $S=f(\lg(t))$ , II system

3.9 paveiksle pavaizduotos vandens lygio žemėjimo, kilimo (s) priklausomybės nuo laiko (t) grafikai (S-Igt) chronologiniu atžvilgiu. Pirmoji atkarpa rodo kvazistacionaraus režimo tarpsnį, antroji atkarpa rodo vandens lygio kritimo tempą. Kaip ir pirmos sistemos atveju vandens lygio kritimo tempas yra sulėtėjęs. Priežastys, kurios galėjo nulemti vandens lygio kritimo tempo sulėtėjimą aprašytos prie pirmos sistemos (3.5 pav.).

Bandomoje išpumpavimo tyrimo metu abiejų sistemų gauti greičiai kito 0,26–0,74 m/d ribose. Didesni greičiai nustatyti pirmoje sistemoje. Tokius rezultatus galėjo nulemti I sistemos didesnis vandeningo sluoksnio vienalytiškumas. Pirmos gręžinių sistemos prognozuojamas žymiklio sklaidos laikas tarp injekcinio ir artimiausių stebimųjų gręžinių, kur atstumas 6 metrai – 8,25 d, o antros – 9,59 dienos, atstumas tarp injekcinio ir stebimųjų apie 7 metrus. Rezultatai panaudoti, prognozuojant žymiklio migracijos laiką ir trukmę.

Apskaičiuota I ir II sistemos vidutinė filtracijos koeficiento vertė, kuri lygi pirmos sistemos – 6,76 m/d (0,0019 m/s), antros – 32,73 m/d (0,0091 m/s). Rezultatai palyginti su ankstesniais bandomojo gręžinių išpumpavimo tyrimo rezultatais, atliekant tyrimus tame pačiame vandeningame sluoksnyje. 2006 metais UAB „Geotestus“ atliktuose tyrimuose vidutinis filtracijos koeficientas nustatytas – 0,00015 m/s, o 2012 metais P. C. Rizzo Ltd. ir UAB „Artva“ – 0,0003 m/s. Rezultatų skirtumus galėjo nulemti sezoniškumas (po lietaus pasikeitus vandens lygiui paviršiniame vandenyje keičiasi ir požeminio vandens lygis), išpumpavimo trukmė, ankstesniems tyrimams (drenavimo) pasirinktas didesnis plotas bei gręžinių išpumpavimams pasirinkti skirtingi debitai, t. y. depresija turėjo išplisti didesniame plote.

#### *Hidrogeologinių parametrų nustatymas indikatoriniu metodu*

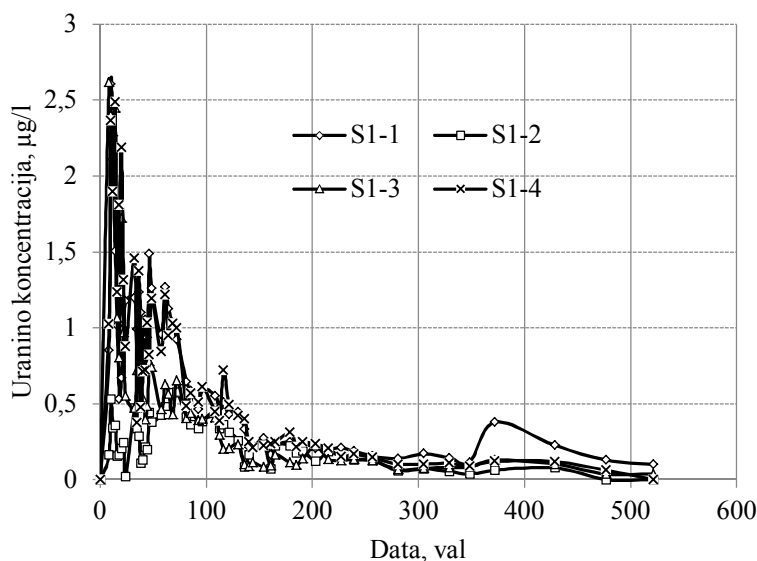
Indikatoriniu metodu nustatytas tiriamo požeminio vandens srauto tikrasis greitis, požeminio vandens tarpusavio hidraulinis ryšys bei ryšys su paviršiniu vandeniu, požeminio vandens tėkmės kelias, susisiekančių ir nesusisiekančių srautų sistemos poringose uolienose ir kt. Hidrogeologiniams parametrams nustatyti panaudoti fluorescuojantys dažai (uraninas) ir druska (NaBr). Eksperimentas atliktas dviejose gręžinių sistemose planuojamoje AE aikštelėje. Eksperimentu nustatyta, kad migracijos procesas yra pakankamai sudėtingas kaip plotyje taip ir pjūvyje, ką rodo žemiau pateikti tyrimo rezultatai.

I sistema

*Eksperimentinių tyrimų rezultatai, naudojant analitę fluorescuojančią medžiagą, uraniną*

I pirmos sistemos injekcinį gręžinį buvo supilta 500 mg medžiagos (uranino) sumaišyto su gręžinio vandeniu, vandens ėminiai pagal atliktus teorinius skaičiavimus iš stebimųjų gręžinių pradėti imti po 8 valandų. Arčiausiai injekcinio gręžinio Nr. II-1 (apie 6 m atstumu), esančių stebimųjų gręžinių Nr. SI-1 – SI-4 tyrimų rezultatai pateikti 3.10 paveiksle. Remiantis bandomojo

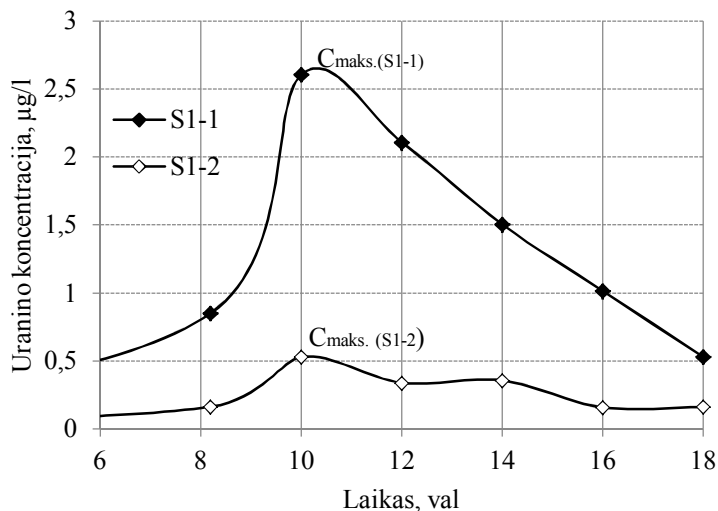
išpumpavimo rezultatais, šiuose gręžiniuose uraninas turėjo būti aptiktas maždaug po 8 valandų, tačiau tuo metu buvo nustatytos jau maksimalios uranino koncentracijos gręžinyje Nr. S1-3 (2,60  $\mu\text{g/l}$ ). Po 10 valandų maksimali uranino koncentracija (2,60  $\mu\text{g/l}$ ) išmatuota stebimajame gręžinyje Nr. S1-1 (3.13 pav.), gręžinyje Nr. S-2 – 0,53  $\mu\text{g/l}$ , o po 14 valandų gręžinyje Nr. S1-4 (2,49  $\mu\text{g/l}$ ). Tai rodo, kad vandens tėkmių greičiai indikatoriniu metodu yra ženkliai didesni nei buvo nustatyti bandomojo išpumpavimo metu. Didžiausios uranino koncentracijos nustatytos gręžinyje Nr. S1-1 ir Nr. S1-3 leidžia teigti, kad vandens tėkmių kryptis yra ŠV kryptimi, link Drūkšių ežero, todėl didžiausia rodionuklidų pernaša prognozuojama ŠV kryptimi. Didelės koncentracijos, tačiau vėliau (po 12 valandų), aptiktos gręžinyje Nr. S1-4. Tai rodo, kad vandens tėkmių greitis yra didesnis į ŠV, tačiau pastebima vandens tėkmių sklaida ir ŠR kryptimi. Mažiausios žymiklio koncentracijos aptiktos gręžinyje Nr. S1-2. Tokius rezultatus galėjo nulemti mažiau skvarbus vandeningas sluoksnis šia kryptimi arba tai, kad gręžinio Nr. S1-2 filtras įrengtas ne per visą vandeningą sluoksnį.



**3.10 pav.** Uranino koncentracijos kaita grūntiniame vandenyje (gręžiniai Nr. S1-1–S1-4)

**Fig. 3.10.** Variation of uranine concentration in groundwater (wells No. S1-1–S1-4)

Tyrimo metu (išpumpuojant injekcinio gręžinio vandenį) buvo pastebėta, kad mažiausiai vandens lygis nukrito stebimajame gręžinyje Nr. S1-2. Vandens lygio pažemėjimas susijęs su pritekėjimo kryptimi ir filtracinėmis savybėmis, todėl galima daryti prielaidą, kad šia kryptimi medžiagos pernaša yra lėta. Atliekant indikatorinį tyrimą šiame gręžinyje buvo išmatuotos mažiausios uranino koncentracijos gręžinyje (3.11 pav.), o tai patvirtina, kad Š kryptimi, link Drūkšių ežero medžiagų (radionuklidų) pernaša bus lėčiausia. Galima teigti, kad atliekant bandomuosius gręžinių išpumpavimo eksperimentus galima prognozuoti, kuriuose gręžiniuose medžiagos atitekėjimas bus greičiausias. Gauti eksperimento duomenys parodo, kad vandens tėkmių greitis ir pernešama medžiaga pirmiausia pasklis ŠV kryptimi, galima vandens tėkmių sklaida ŠR kryptimi tik mažesniu greičiu. Požeminio vandens tėkmių išsiskyrimą ŠR ir ŠV kryptimis lemia ir šalia esantis kanalas, kuris nuo gręžinių nutolęs 60 metrų atstumu.

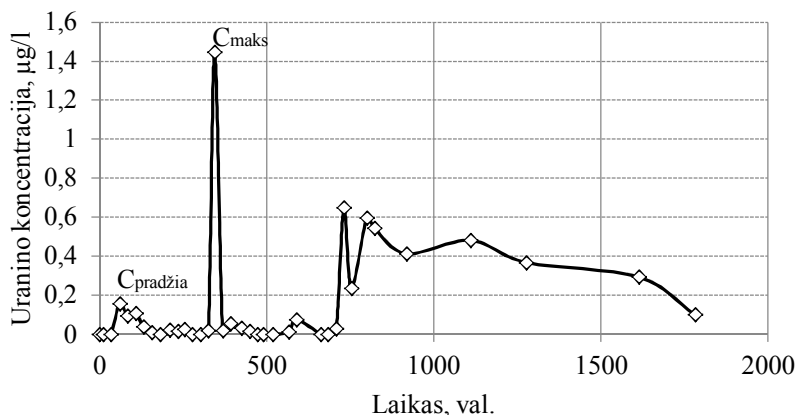


**3.11 pav.** Uranino koncentracijos kaita gruntiniame vandenyje (gręžiniai Nr. S1-1 ir S1-2)

**Fig. 3.11** Variation of uranine concentration in groundwater (well No. S1-1, No S1-2)

3.12 paveiksle pateikta gręžinio Nr. S1-5 uranino koncentracijos kaita eksperimento metu. Gręžinys Nr. S1-5 nuo injekcinio gręžinio yra nutolęs apie 18 metrų. Pirmasis ėminys paimtas po 14 valandų nuo eksperimento pradžios, tačiau uranino koncentracija neaptikta (koncentracija mažesnė nei prietaiso aptikimo riba). Uraninas aptiktas po 60 valandų, koncentracija siekė 0,16 µg/l, o didžiausias uranino koncentracija (1,45 µg/l) nustatyta 14 eksperimento dieną.

Šiuo laikotarpiu, stebimuosiuose gręžiniuose Nr. S1-1 – S1-4 taip pat nustatytas nežymus uranino koncentracijos padidėjimas. Didesnė uranino koncentracija galėjo atsirasti dėl vandens lygio pasikeitimų t.y. pasikeitus gamtos sąlygoms (dėl liūtis) (Schnegg 2002; Smart, Karunaratne 2002). Dėl staigaus kritulių kiekio padidėjimo, vandens lygis gręžiniuose pakilo, susiformavo didesnis hidrodinaminis gradientas. Taip pat prie injekcinio gręžinio susiformavęs lęšis galėjo sulaikyti didžiausią uranino koncentraciją, o liūtis metu padidėjęs žymiklio kiekis galėjo būti staigiai išplautas į priešais įrengtą gręžinį Nr. 5. Po liūtis uranino koncentracijos sumažėjo ir visą tyrimo laikotarpį kito nežymiai. Siekiant išvengti kritulių vandens įtakos gręžinių įrengimo metu, visų gręžinių kolona ties filtru buvo užpilta rupiu smėliu, virš kurio suformuotas 1,0–1,5 m storio kompaktito sluoksnis, kuris apsaugo vandeningą sluoksnį nuo kritulių vandens prietakos. Eksperimento metu nustatyta, kad vandens srautų greičiams gręžinių apsauga turi nežymią įtaką. Pasikeitęs vandens lygis šalia esančioje teritorijoje lemia visus vandens tėkmių greičius toje teritorijoje. Eksperimentu patvirtinta, kad vandens srautų greičius lemia bendra planuojama AE aikštelės požeminio vandens lygių situacija. Padidėjus požeminio vandens lygiui planuojamos AE aikštelės aukštesnėse vietose, gruntinis vanduo dideliu greičiu tekėjo Drūkšių ežero ir kanalo link, nešdamas susikaupusią uranino koncentraciją ties lęšiu, šalia injekcinio gręžinio. Eksperimento metu didesnė uranino koncentracija nustatyta 30 eksperimento dieną ( $0,65 \mu\text{g/l}$ ). Galima teigti, kad jei vandens tėkmių nebūtų nulėmusios gamtinės sąlygos (liūtis) uranino maksimumas būtų pasiektas šiuo laikotarpiu.



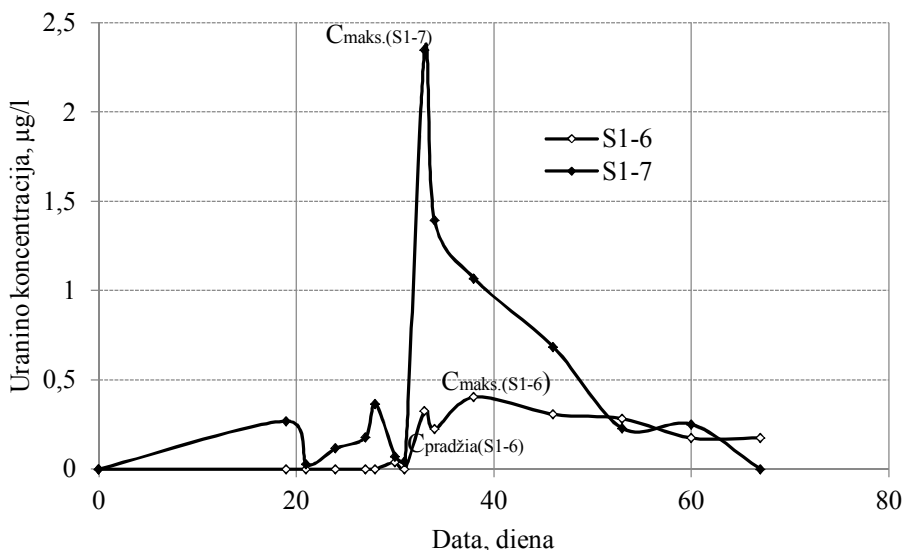
**3.12 pav.** Uranino koncentracijos kaita stebėjimo gręžinyje Nr. S1-5

**Fig. 3.12.** Variation of uranine concentration in groundwater (well No. S1-5)



Toliausiai nutolusiuose gręžiniuose Nr. S1-6 ir Nr. S1-7 gauti rezultatai pateikti 3.13 paveiksle. Gręžinys Nr. S1-6 nutolęs nuo injekcinio gręžinio 29,77 metrų atstumu, o gręžinys Nr. S1-7 ŠR kryptimi – 28,80 metrų atstumu. Gręžinio filtras Nr. S1-7 įrengtas 2,1–3,6 metrų, o gręžinio Nr. S1-6 – 15,7–18,7 metrų gylyje. Matavimai šiuose gręžiniuose pradėti 19 eksperimento dieną. Gręžinyje Nr. S1-6 uranino koncentracija ( $0,04 \mu\text{g/l}$ ) nustatyta po 30 dienų, maksimali – po 38 dienų. ( $0,40 \mu\text{g/l}$ ). Pirmą matavimo dieną (19 eksperimento) gręžinyje Nr. S1-7 buvo aptikta  $0,27 \mu\text{g/l}$  uranino. Maksimali uranino koncentracija gręžinyje Nr. S1-7 pastebėta po 33 dienų ir siekė  $2,348 \mu\text{g/l}$ . Nors nustatyta aiški vandens tėkmės kryptis (ŠV), tačiau uranino koncentracijos aptikimas gręžinyje Nr. S1-7 aiškiai rodo, kad požeminis vanduo turi glaudų hidrodinaminį ryšį su injekciniu gręžiniu. Lyginant gręžinių S1-7 ir S1-6 gautus rezultatus pastebėta, kad didesnės uranino koncentracijos aptiktos gręžinyje Nr. S1-7. Tokius rezultatus galėjo nulemti sudėtingos hidrogeologinės sąlygos, t. y. skirtingos filtracijos koeficiento vertės tame pačiame vandeningame sluoksnyje. I sistemos tiriamo vandens sluoksnio vandeningas sluoksnis yra apie 12 metrų storio, kurį sudaro vidutinio rupumo smulkus smėlis, tačiau smėlio dalelių frakcija gali būti skirtinga apatinėje ir viršutinėje vandeningo sluoksnio dalyje. Galima daryti prielaidą, kad tiriamas vandeningas sluoksnis turi skirtingą filtracijos koeficientą, viršutinėje vandeningo sluoksnio dalyje filtracijos koeficientas yra didesnis nei apatinėje, todėl uranino koncentracija sgręžinyje Nr. S1-7 buvo aptikta didesnė nei stebėjimo gręžinyje Nr. S1-6. Gręžinio Nr. S1-7 filtras įrengtas aukščiausiai (2,1–3,6 m gylyje), o gręžinio Nr. S1-6 nuo 15,7 iki 18,7 m gylgio. Tyrimo metu nustatytas geras hidrodinaminis ryšis tarp visų stebimųjų gręžinių. Rezultatai rodo, kad greičiausia medžiagų pernaša viršutinėje vandeningo sluoksnio dalyje, kadangi žymiklis pirmiausiai atitekėjo į stebimuosius gręžinius, kuriuose filtras įrengtas viršutinėje vandeningo sluoksnio dalyje. Lėtesnis tekėjimas pastebėtas apatinėje vandeningo sluoksnio dalyje (stebėjimo gręžiniai Nr. S1-2 ir Nr. S1-6). Tokius rezultatus galėjo nulemti mažesnis filtracijos koeficientas, esantis apatinėje vandeningo sluoksnio dalyje. Rezultatai rodo, kad planuojamos AE geologinė sandara sudėtinga, tame pačiame vandeningame sluoksnyje vandens tėkmių greitis skiriasi. Tai patvirtina prielaidą, kad vandens tėkmių greitis yra didesnis viršutinėje vandeningo sluoksnio dalyje. Bandomojo išpumpavimo tyrimo metu vandens lygis mažai pakito visuose gręžiniuose, o greičiausiai atsistatė stebėjimo gręžinyje Nr. S1-1, stebėjimo gręžinyje Nr. S1-7 vandens lygis nepakito. Eksperimento su žymikliu (uraninu) metu stebėjimo gręžinyje Nr. S1-1

išmatuota didžiausia uranino koncentracija, tai rodo, kad vandens tėkmės kryptis yra ŠV, šia kryptimi yra didžiausi greičiai. O tai, kad uraninas atitekėjo pirmiau į gręžinį Nr. S1-7, o ne gręžinį Nr. S1-6 rodo, kad radionuklidų pernaša tiriamame vandeningame sluoksnyje pirmiausiai tikėtina ŠV, o tada ŠR kryptimi. Sklaida ŠR kryptimi prognozuojama, kai pasikeičia Drūkšių ežero vandens lygis. Stebimieji gręžiniai įrengti šalia Drūkšių ežero, todėl pasikeitus vandens lygiui Drūkšių ežere tikėtina, kad pirmiausiai poveikis bus pastebimas stebimuosiuose gręžiniuose, kurie yra arčiau Drūkšių ežero, ŠR kryptimi.



**3.13 pav.** Uranino koncentracijos kaita gruntiniame vandenyje (gręžiniai Nr. S1-6, S1-7)

**Fig. 3.13.** Variation of uranine concentration in groundwater (wells No. S1-6, S1-7)

Eksperimento metu vandens ėminiai buvo imami iš šalia esančio kanalo (60 m nuo injekcinio gręžinio), išmatuota uranino koncentracija – žemiau prietaiso aptikimo ribos. Tokius rezultatus galėjo nulemti didelis atstumas tarp injekcinio gręžinio ir kanalo bei uranino prasiskiedimas kanalo vandeniu.

*Tikrasis požeminės tėkmės greitis, efektyvus poringumas, dispersija*

Sprendžiant teršiančių medžiagų migracijos vandeninguosiuose sluoksniuose klausimus, pagal gautus eksperimento su žymikliu (uraninu) rezultatus, buvo įvertintas tikrasis požeminio vandens tėkmės greitis (2.1 formulė), efektyvus poringumas (2.2 formulė), dispersija. Kompiuterine programa CXTFIT

apskaičiuota vidutinė dispersijos koeficiento vertė, kuri lygi  $2,85 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2/\text{d}$ , tikrojo vandens tėkmės greičio ir efektyvaus poringumo rezultatai pateikti 3.4 lentelėje. Esant dideliems požeminio vandens greičiams, medžiagos pernaša vyksta konvekciniu būdu, o dispersijos procesas medžiagos sklaidai reikšmės neturi.

Eksperimento metu nustatyta, kad tiriamas vandeningas sluoksnis yra sudėtingas ir nevienalytis. Tai parodo nustatyti skirtingi migracijos greičiai tarp injekcinio ir stebimųjų gręžinių, nutolusių tuo pačiu atstumu (gręžiniai Nr. S1-1–S1-4). Nustatytas požeminio vandens tėkmės greitis mažesnis tolimesnių stebimųjų gręžinių, kaip ir bandomojo išpumpavimo tyrimo metu.

Gauti požeminio vandens tėmių greičių ir efektyvaus poringumo rezultatai artimi į kitų mokslininkų atliktų tyrimų rezultatus, kur vandeningo sluoksnio litologinė sudėtis analogiška (Fried, Ungemach 1971; Roberts *et al.* 1981; Hoehn, Santschi 1987; Gelhar *et al.* 1992).

**3.4 lentelė.** Indikatoriniu metodu (su uraniu) nustatyti hidrogeologiniai parametrai

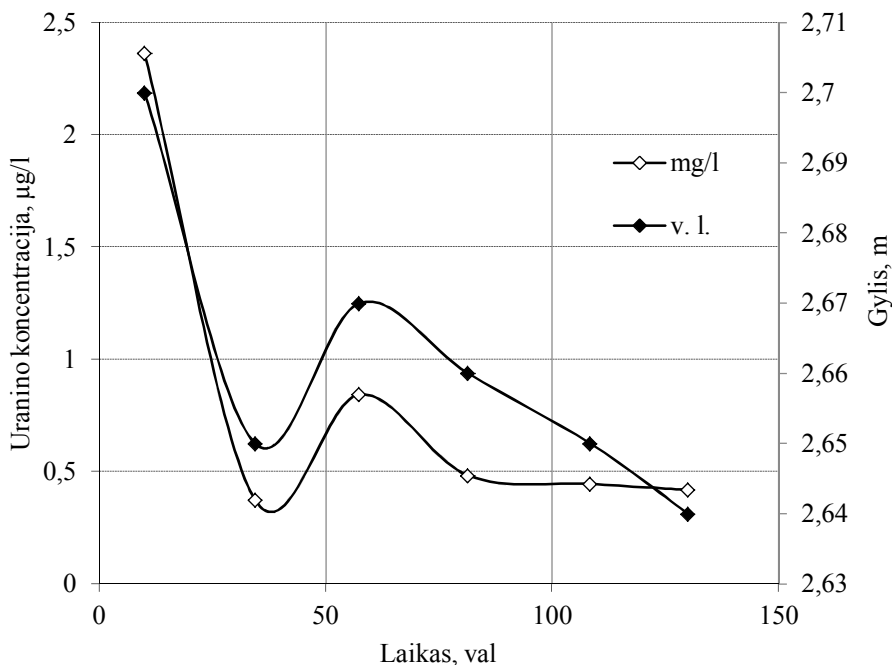
**Table 3.4.** Hydrogeological parameters estimated by tracer method (uranine)

Gręžinio Nr.	S1-1	S1-2	S1-3	S1-4	S1-5	S1-6	S1-7
Tikrasis greitis, m/d	15,0	14,3	18,8	12,4	4,7	0,8	0,9
Efektyvus poringumas	0,38	0,26	0,34	0,15	0,26	0,10	0,38

Prieš atliekant eksperimentą su žymikliais buvo suskaičiuotas teorinis žymiklio pasirodymo laikas pagal nustatytą filtracijos koeficientą bandomųjų išpumpavimų tyrimų metu, tačiau žymiklis visuose gręžiniuose pasirodė žymiai anksčiau nei buvo apskaičiuota teoriškai. Nustatyta, kad medžiagos pernaša požeminiame vandenyje planuojamos AE aikštelės tiriamojame dalyje yra žymiai greitesnė (apie 15 kartų) nei buvo prognozuota anksčiau (bandomojo išpumpavimo metu (3.2 lentelė).

Norint paaiškinti uraninino koncentracijų svyravimus buvo matuoti vandens lygio svyravimai stebimuosiuose gręžiniuose (3.14 pav.). Gauti rezultai parodė, kad uranino koncentracija tiesiogiai priklauso nuo vandens lygio svyravimų, t. y. uranino koncentracijos didesnės, kai vandens lygis nuo žemės paviršiaus aukštesnis. Atliktas tyrimas paaiškina ir gautus bandomojo išpumpavimo ir indikatoriniu metodu skirtingus žymiklio pernašos greičio rezultatus. Bandomojo išpumpavimo eksperimentas buvo atliktas vasarą, eksperimento

metu nelijo, o indikatorinis tyrimas buvo atliktas lietingu sezonu – rudenį, o tai rodo, kad padidėjus gruntinio vandens lygiui žymiklio pernašos greitis gali skirtis net iki 15 kartų.



**3.14 pav.** Uranino koncentracijos ir vandens lygio kaita eksperimento metu (gręžinys Nr. S1-3)

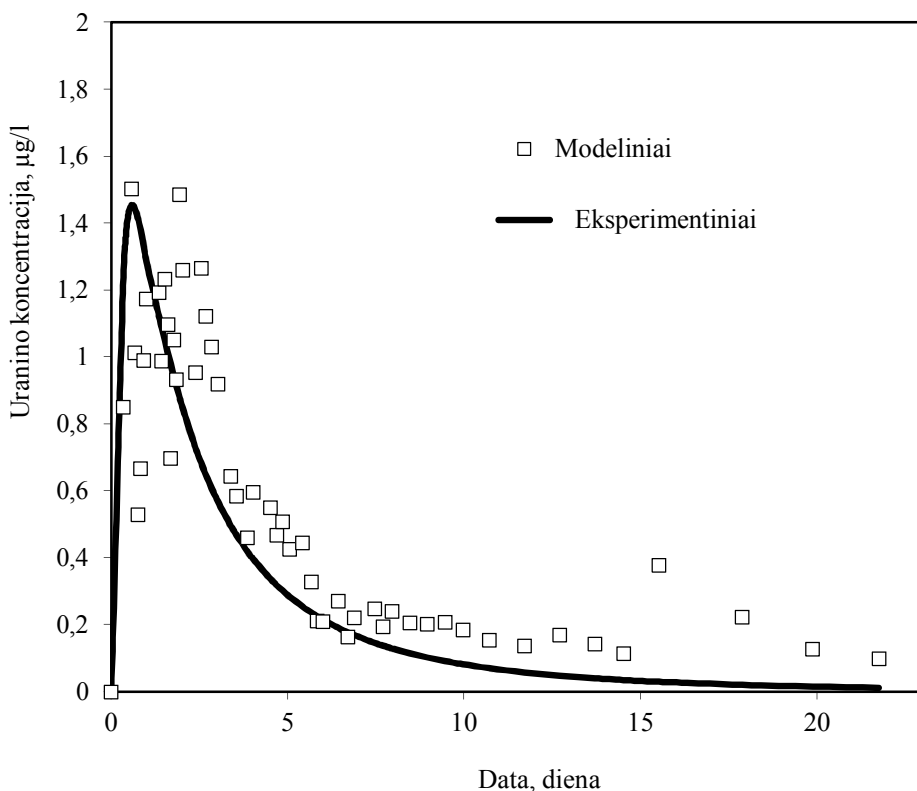
**Fig. 3.14.** Uranine concentration and water level changes during experiment (well No. S1-3)

#### *Eksperimentinių ir modeliavimo rezultatų palyginimas*

Žymiklių (uranino) sklaidos požeminiame vandenyje mastas buvo modeliuotas kompiuterine programa CXTFIT. Gauti eksperimentiniai duomenys palyginti su modeliavimo rezultatais. Palyginimui pasirinkti gręžiniai Nr. S1-1, Nr. S1-2 ir Nr. S1-5 (3.15–3.17 pav.).

Atliktų rezultatų analizė rodo, kad stebimojo gręžinio Nr. S1-1 eksperimentiniai rezultatai nežymiai vėluoja lyginant su modeliavimo rezultatais (3.15 pav.). Nežymų rezultatų skirtumą galėjo nulemti modeliavimo metu priimtas vienodas tiriamo vandeningo sluoksnio efektyvus poringumas (0,3).

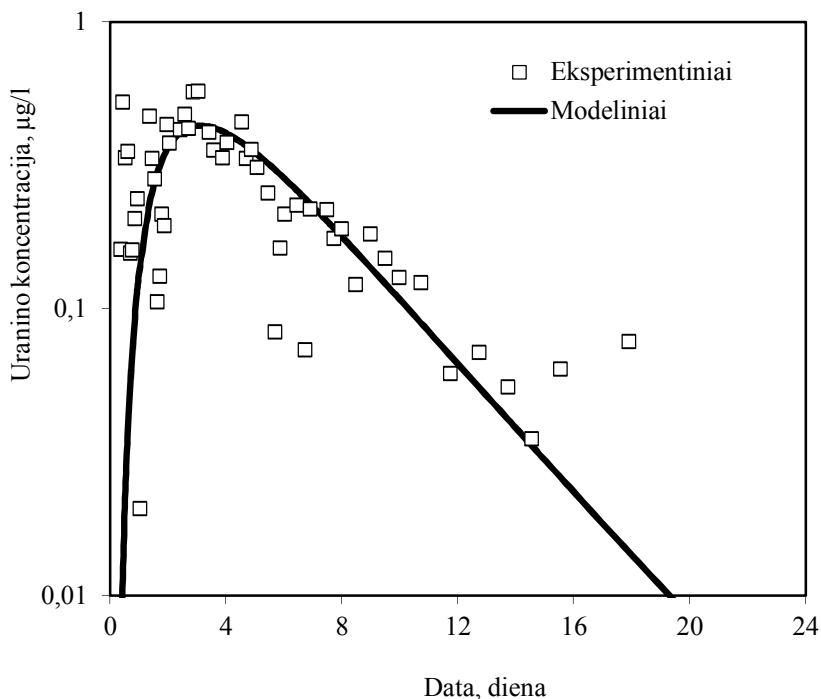
Paprastai gamtinėmis sąlygomis efektyvus grunto poringumas būna nevienodas skirtinguose gręžiniuose nors ir tas pats vandeningas sluoksnis. CXTFIT programa yra 1D, kuri neįvertina visų gamtinių sąlygų. Todėl dėl šios priežasties galėjo atsirasti nežymus eksperimentinių duomenų vėlavimas.



**3.15 pav.** Gręžinio Nr. S1-1 eksperimentinių ir modeliavimo rezultatų palyginimas  
**Fig. 3.15.** Comparison of simulation and experimental data (well No. S1-1)

3.16 paveiksle palygintas stebimojo gręžinio Nr. S1-2 modeliuotas ir eksperimentinių uranino koncentracijos kitimas laike. Pastebėta, kad stebimojo gręžinio Nr. S1-2 modeliavimo ir eksperimento metu gauti rezultatai yra artimi, tai rodo eksperimentinių ir modeliavimo duomenų patikimumą. Kaip ir stebimojo gręžinio Nr. S1-1 atveju didžiausios uranino koncentracijos nustatytos eksperimento pradžioje, tai rodo didelius vandens tėkmių greičius. Nežymų

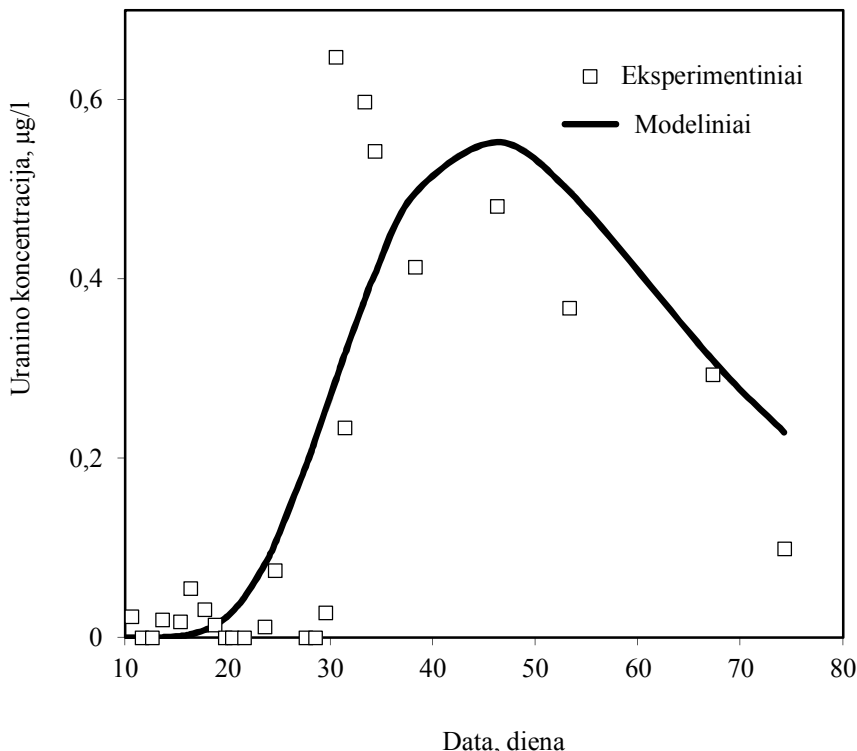
eksperimentinių rezultatų išsibarstymą galima paaiškinti nevienoda vandeningo sluoksnio litologine sudėtimi.



**3.16 pav.** Gręžinio Nr. S1-2 eksperimentinių ir modeliavimo rezultatų palyginimas  
**Fig. 3.16.** Comparison of simulation and experimental data (well No. S1-2)

Lyginant stebimojo gręžinio Nr. S1-5 modeliavimo ir eksperimentinius rezultatus pastebėtas nežymus eksperimentinių rezultatų vėlavimas (3.17 pav.). Tokiems rezultatams galėjo turėti įtakos vandens lygio svyravimai ir nevienalytė vandeningo sluoksnio sudėtis. Modeliavimo ir eksperimentinių tyrimų rezultatai gali skirtis ir dėl to, kad CXTFIT programa yra 1D, todėl negali įvertinti visų gamtinių sąlygų, t. y. programa labiau tinka laboratoriniams eksperimentams modeliuoti. Gamtoje veikia jėgos iš visų pusių, o vienmatėje erdvėje tai neatsispindi. Atliekant eksperimentą su uraniu pastebėti uranio atitekėjimo šuoliai, kurie rodo vandeningo sluoksnio nevienodą litologinę sudėtį. Modeliavimo metu buvo priimta ta pati viso vandeningo sluoksnio sudėtis, kuri galėjo nulemti eksperimentinių rezultatų vėlavimą. Vėlavimas gali atsirasti dėl to, kad žymiklis migruoja ne visu sluoksniu vienodai, o pačiu laidžiausiu

posluoksniu. O modelyje taikomas vienas ir vienalytis sluoksnis, kuriuo migruoja žymiklis.



**3.17 pav.** Gręžinio Nr. S1-5 eksperimentinių ir modeliavimo rezultatų palyginimas  
**Fig. 3.17.** Comparison of simulation and experimental data (well No. S1-5)

Lyginat visų gręžinių eksperimentinius ir modeliavimo rezultatus pastebėta, kad gauti dydžiai artimi, kai kuriuose stebimuosiuose gręžiniuose nustatytas nežymus eksperimentinių rezultatų vėlavimas, kuriuos galėjo nulemti modeliavimo metu priimtas tiriamo vandeningo sluoksnio vienodas efektyvus poringumas (0,3) visuose stebimuosiuose gręžiniuose. Atliekant eksperimentą su uraniu apskaičiuotas efektyvus poringumas kiekvieno gręžinio atskirai. Rezultatai rodo, kad tas pats vandeningas sluoksnis skirtinguose gręžiniuose yra skirtingos granulometrinės sudėties.

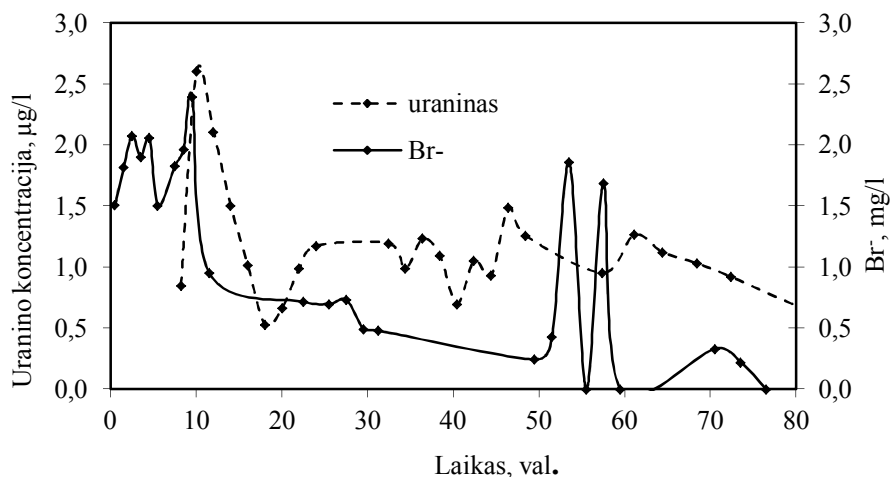
Tai, kad modeliavimo ir eksperimentiniai rezultatai artimi ar nežymiai skiriasi, rodo gautų rezultatų tikslumą ir patikimumą.

*Eksperimentinių tyrimų rezultatai, naudojant  $\text{Br}^-$  kaip analizę*

Eksperimentu su uraniu metu maksimalios uranimo koncentracijos buvo išmatuotos iškart, pradėjus matavimus (po 8 valandų). Siekiant išsiaiškinti ar eksperimento su uraniu metu gauti rezultatai buvo atsitiktiniai, nulemti tuo metu buvusių hidrogeologinių ir meteorologinių sąlygų eksperimentas buvo pakartotas su kita medžiaga druska ( $\text{NaBr}$ ). Ėminių ėmimas buvo pradėti jau po 30 minučių po medžiagos įleidimo į injekcinį gręžinį Nr. II-1. Surinktuose vandens ėminiuose buvo matuojama analizės bromo jonų koncentracija. Pradinė bromo jonų koncentracija injekciniame gręžinyje buvo  $1,3 \cdot 10^4$  mg/l, pirmame eksperimente 4,5 mg/l uranino. Didžiausi bromo jonų kiekiai nustatyti gręžiniuose Nr. S1-1 (2,39 mg/l) ir Nr. S1-4 (7,82 mg/l) (3.26 pav.), o eksperimento su uraniu atveju daugiausia uranino nustatyta gręžinyje Nr. S1-1 (2,60  $\mu\text{g/l}$ ). Tyrimo rezultatai patvirtina pirmo eksperimento su uraniu metu nustatytas vandens tėkmių kryptis. Tyrimu su druska patvirtintas geras hidraulinis ryšys tarp visų gręžinių. Pastebėta, kad eksperimento metu su uraniu didesnės koncentracijos buvo išmatuotos gręžinyje Nr. S1-1 lyginat su gręžiniu Nr. S1-4. Tokiems rezultatams galėjo turėti įtakos pasikeitęs Drūkšių ežero ir gręžinių vandens lygis atliekant eksperimentą su druska. Visuose gręžiniuose analizės bromo jonų koncentracija labai sumažėjo antrą eksperimento dieną, tai rodo, kad medžiagos pernaša yra labai greita, tik koncentracijos pasiskirstymas tarp gręžinių yra skirtingas. Trečią eksperimento dieną gręžinyje Nr. S1-1 pastebėtas bromo jonų koncentracijos padidėjimas. Atliekant eksperimentą, tiek su su uraniu tiek su druska buvo pastebėti medžiagų pernašos šuoliai, kuriems galėjo turėti įtakos nevienalytė vandeningo sluoksnio sudėtis. Stebimųjų gręžinių Nr. S1-1–S1-4 eksperimentiniai duomenys su uraniu buvo palyginti su eksperimentiniais duomenimis, kai žymiklis buvo druska (3.18–3.20 pav.).

Analizuojant eksperimentinius duomenis gręžinyje Nr. S1-1 (3.18 pav.) pastebėta, kad abiejų tyrimų atvejais medžiagos (uranino ir  $\text{Br}^-$ ) pernaša nustatyta didžiausių koncentracijų po 10 valandų nuo eksperimento pradžios. Abiejų eksperimentų atveju, medžiagų koncentracijos padidėjimas pastebėtas po kelių dienų, o nuo trečios dienos koncentracijų vertės nustatytos labai mažos ar žemiau prietaiso aptikimo ribos. Kaip ir eksperimento su uraniu atveju stebimi medžiagos pernašos šuoliai, kurie patvirtina tiriamojo vandeningo sluoksnio nevienodą litologinę sudėtį.

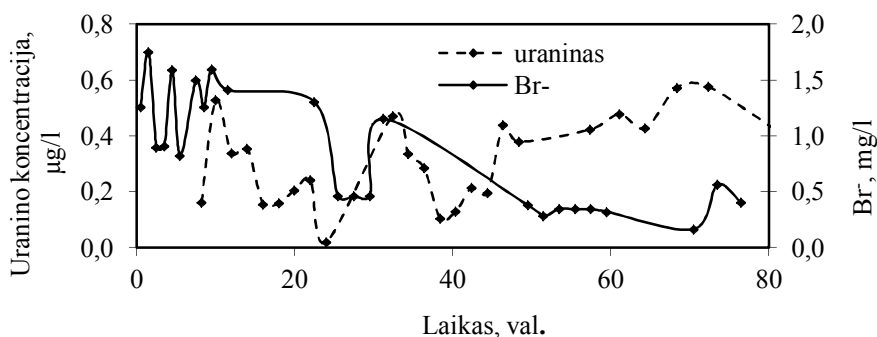




**3.18 pav.** Uranino ir Br<sup>-</sup> eksperimentinių rezultatų palyginimas (gręžinys Nr. S1-1)

**Fig. 3.18.** Comparison of results of uranine and bromide concentrations in groudwater (well No.S1-1)

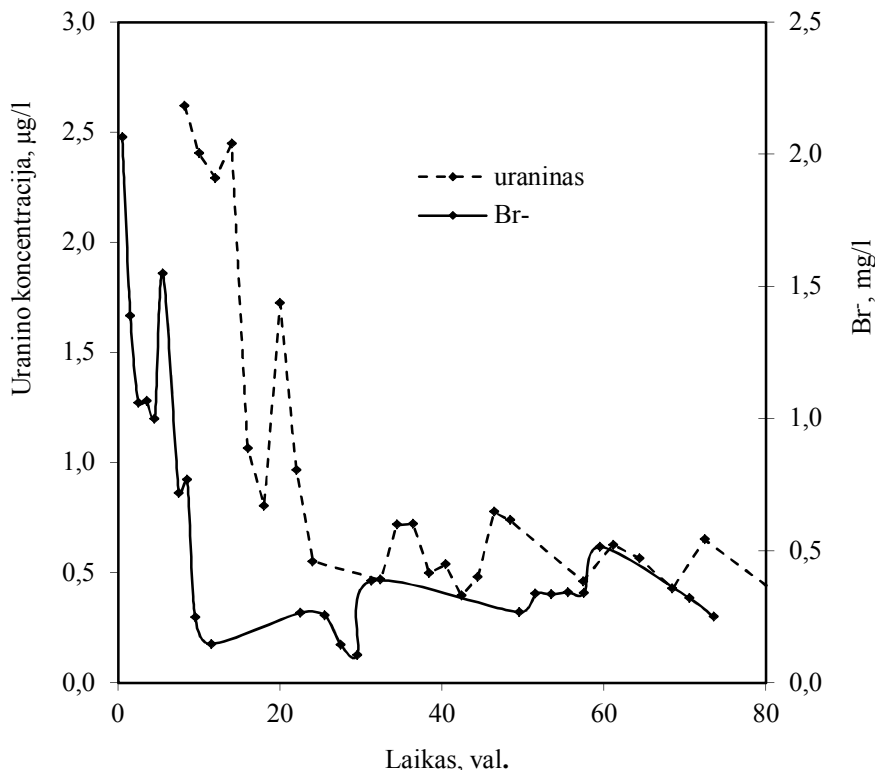
3.19 paveiksle pateiktas stebimojo gręžinio Nr. S1-2 eksperimentinių rezultatų su uraninu ir Br<sup>-</sup> palyginimas. Didžiausias medžiagų pernašos greičio skirtumas buvo nustatytas šiame stebimajame gręžinyje. Tokius rezultatus galėjo nulemti, tai kad gręžinyje Nr. S1-2 filtras įrengtas ne per visą vandeningą sluoksnį. Rezultatus galėjo nulemti kaičios hidrogeologinės sąlygos, t. y. arti esantis IAE kanalas bei Drūkšių ežeras.



**3.19 pav.** Uranino ir Br<sup>-</sup> eksperimentinių rezultatų palyginimas (gręžinys Nr. S1-2)

**Fig. 3.19.** Comparison of results of uranine and bromide concentrations in groudwater (well No.S1-2)

Abiejų tyrimų eksperimentiniai duomenys stebimajame gręžinyje Nr. S1-3 (3.20 pav.) artimi. Didžiausios medžiagų koncentracijos nustatytos eksperimentų pradžioje, o po 30 valandų liko tik pėdsakai ar žemiau prietaiso aptikimo ribos.

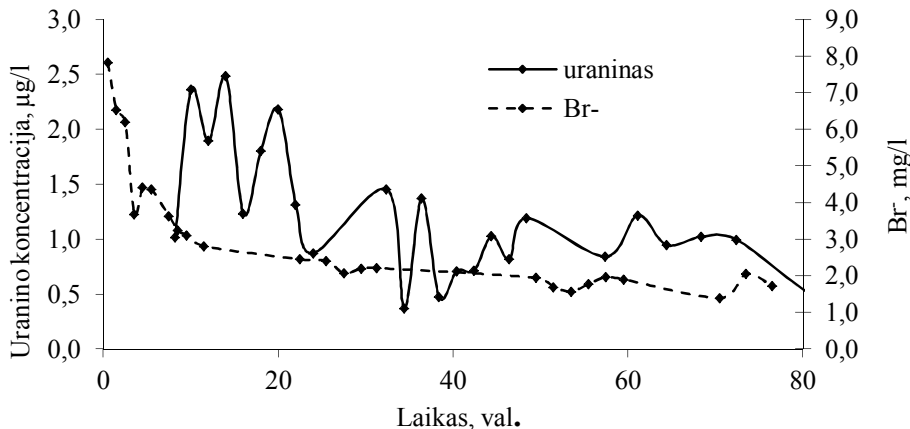


**3.20 pav.** Uranino ir Br eksperimentinių rezultatų palyginimas (gręžinys Nr. S1-3)

**Fig. 3.20.** Comparison of results of uranine and bromide concentrations in groundwater (well No.S1-3)

3.21 paveiksle duomenys rodo, kad eksperimento su žymikliu uraniu buvo didesni uranio koncentracijos šuoliai, medžiagos koncentracijos sumažėjimas pastebimas greitesnis eksperimento su Br<sup>-</sup> metu. Tiriamasis vandeningas sluoksnis yra arti paviršinių vandenų: IAE išleidimo kanalas, Drūkšių ežeras, kurie galėjo lemti uranio ir bromo jonų koncentracijos šuolius. Su uraniu eksperimentas buvo atliktas rudenį, eksperimento metu nepastoviai lijo, o atliekant eksperimentą su druska (NaBr) kritulių iškrito mažiau nei eksperimento pradžioje, todėl ir koncentracijų šuoliai nustatyti mažesni. Abiejų tyrimų atvejais didžiausios medžiagos koncentracijos išmatuotos eksperimentų

pradžioje. Didesnės bromo jonų koncentracijos pastebėtos anksčiau nei uranino atveju, tai gali būti dėl to, kad eksperimento pradžioje lijo, padidėjęs vandens lygis galėjo greičiau išplauti NaBr iš injekcinio gręžinio.



**3.21 pav.** Uranino ir Br<sup>-</sup> eksperimentinių rezultatų palyginimas (gręžinys Nr. S1-4)

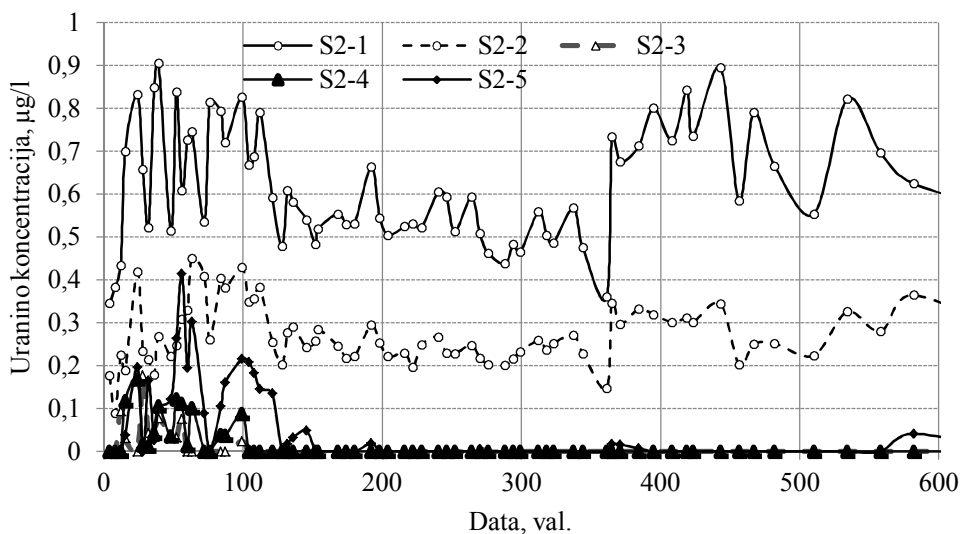
**Fig.3.21.** Comparison of results of uranine and bromide concentrations in groundwater (well No.S1-4)

Analizuojant rezultatus pastebėta, kad abiejų eksperimentų atvejais nustatyti žymiklių (uraninas, NaBr) pernašos šuoliai dėl tiriamo vandeningo sluoksnio nevienalytės grunto sudėties. Medžiagų pernašos šuoliams galėjo turėti įtakos ir sezoniskumas (kritulių vanduo) bei paviršinio vandens lygio svyravimai. Skirtingus eksperimentų rezultatus galėjo nulemti ir filtro įrengimas ne per visą vandeningą sluoksnį, kadangi rezultatai daugiausiai skiriasi stebimojo gręžinio Nr. S1-2.

#### II sistema

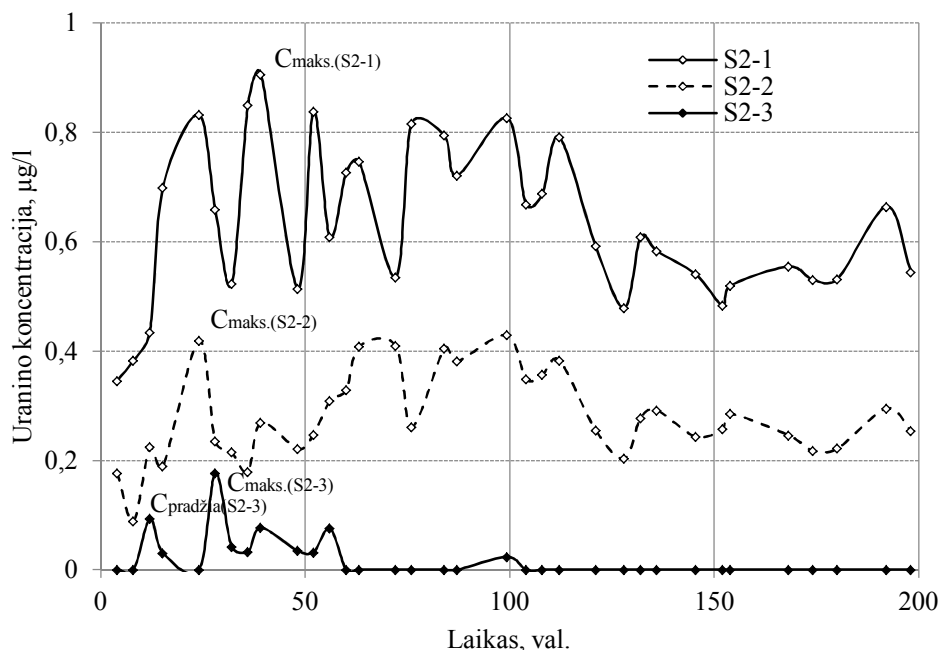
Antros sistemos gręžiniai Nr. S2-1 – S2-5, nutolę apie 7 metrus nuo injekcinio gręžinio. Gręžiniuose Nr. S2-1–S2-5 uraninas nustatytas jau po 4 valandų. Didesnės uranino koncentracijos aptiktos gręžinyje Nr. S2-1 po 24 valandų (0,83 µg/l), maksimali uranino koncentracija – 0,91 µg/l aptikta po 39 valandų (3.25 pav.). Tyrimo metu gręžinyje Nr. S2-2 maksimali koncentracija (0,42 µg/l) išmatuota po 24 valandų. Uraninas pirmiausiai ir didžiausių koncentracijų atiteko į gręžinius Nr. S2-1 ir S2-2, tai leidžia daryti išvadą, kad vandens tėkmės kryptis yra ŠV kryptimi, link Drūkšių ežero nuo injekcinio gręžinio. Kadangi ir pirmoje sistemoje nustatyta analogiška vandens tėkmės kryptis, tai patvirtina, kad pagrindinė vandens tėkmės kryptis visoje aikštelėje yra į ŠV. Todėl galima prognozuoti, kad didžiausia radionuklidų pernaša bus ŠV kryptimi,

link Drūkšių ežero. Stebimuosiuose gręžiniuose Nr. S2-1–S2-5 pastebėti uranino koncentracijos šuoliai, tą galėtų paaiškinti kaičios hidrogeologinės sąlygos, t. y. heterogeninis vandeningas sluoksnis. Atliktuose moksliniuose (Alexander *et al.* 2011; Chuang *et al.* 2010; Capo *et al.* 2012) tyrimuose nustatyta, kad heterogeninis vandeningas sluoksnis turi tiesioginę įtaką filtracijos koeficiento dydžiui. Filtracijos koeficientui daro įtaką vietovės geologinės sąlygos (Coptý, Findikakis 2004) t. y. grunto sudėtis, poringumas, dalelių frakcija ir geometrija ir pan. Požeminis vanduo teka ne visomis grunto poromis, o tik pakankamai didelėmis ir susisiekiančiomis viena su kita. Gautus eksperimento rezultatus būtų galima paaiškinti, kad vandeningas sluoksnis nevienalytis ir kad pirma maksimali uranino koncentracija nustatyta, kai žymiklis tekėjo skvarbiausia vandeningo sluoksnio dalimi, o kitas – mažiau laidžiu. Mažesnės koncentracijos pastebėtos gręžinyje Nr. S2-3, uranino atitekėjimo pradžia nustatyta po 12 valandų ( $0,09 \mu\text{g/l}$ ), o maksimumas po 28 valandų ( $0,18 \mu\text{g/l}$ ). Tai rodo, kad medžiagos pernaša šia kryptimi yra daug lėtesnė, lyginant su tuo pačiu atstumu nutolusiais gręžiniais Nr. S2-1 ir S2-2. 3.22 paveiksle pavaizduota uranino koncentracijos kaita stebimųjų gręžinių Nr. S2-1–S2-5 viso eksperimento metu, o 3.23 paveiksle pateiktas trumpesnis laikas, detalizuoti rezultatai stebimųjų gręžinių Nr. S1-1–S1-3.



**3.22 pav.** Uranino koncentracijos kaita gruntiniame vandenyje (gręžiniai Nr. S2-1–S2-5)

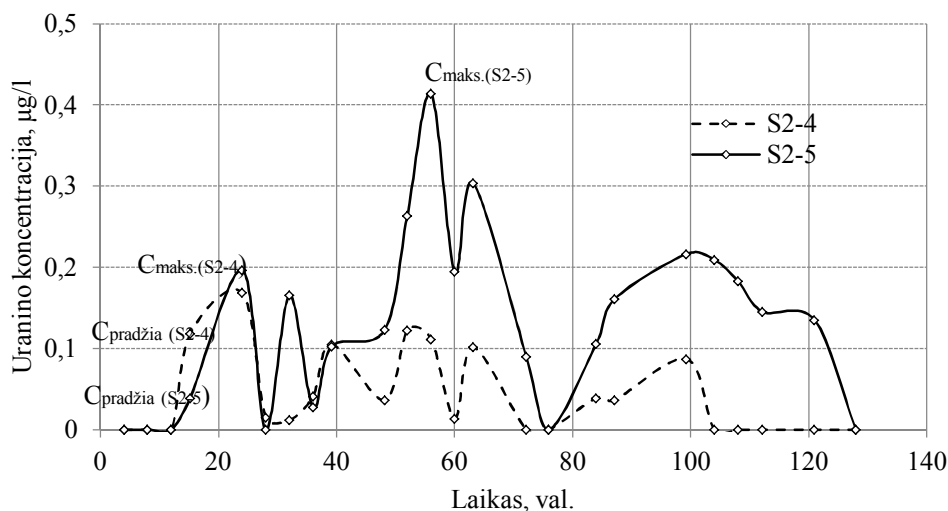
**Fig. 3.22.** Variation of uranine concentration in groundwater (wells No. S2-1–S2-5)



**3.23 pav.** Uranino koncentracijos kaita gruntiniame vandenyje  
(gręžiniai Nr. S2-1–S1-3)

**Fig. 3.23.** Variation of uranine concentration in groundwater (well No. S2-1–S2-3)

Eksperimento metu gręžinyje Nr. S2-4 uraninas aptiktas po 15 valandų ( $0,118 \mu\text{g/l}$ ), o maksimali koncentracija ( $0,122 \mu\text{g/l}$ ) – po 52 valandų. Šiame gręžinyje uranino koncentracijos kito mažose ribose, o po 4 dienų jau nebuvo pastebėta (3.24 pav.). Mažos uranino koncentracijos ir trumpas jo pasirodymo laikas rodo, kad susisiektas tarp injekcinio gręžinio Nr. I2-1 ir stebimojo gręžinio Nr. S2-4 yra silpniausias. Uraninas gręžinyje Nr. S2-5 nustatytas po 15 valandų ( $0,039 \mu\text{g/l}$ ), maksimali koncentracija –  $0,414 \mu\text{g/l}$  po 54 valandų. Pirmomis dienomis gręžinių Nr. S2-5 ir S2-2 uranino koncentracijos ir kaita buvo panaši, tačiau po 6 dienų gręžinyje Nr. 5 uranino koncentracijos buvo aptinkami tik pėdsakai arba nustatyta žemiau prietaiso aptikimo ribos. Didžiausia uranino koncentracija gręžiniuose Nr. S2-1 ir Nr. S2-2 patvirtina vandens tekmių kryptį (ŠV), o šiek tiek didesnės koncentracijos gręžinyje Nr. S2-5 parodo, kad sklaida yra ir į ŠR tik tekėjimo greitis lėtesnis. Kaip ir pirmos sistemos atveju, didesnės uranino koncentracijos buvo pastebėtos po liūtys, 14 eksperimento tyrimo dieną.



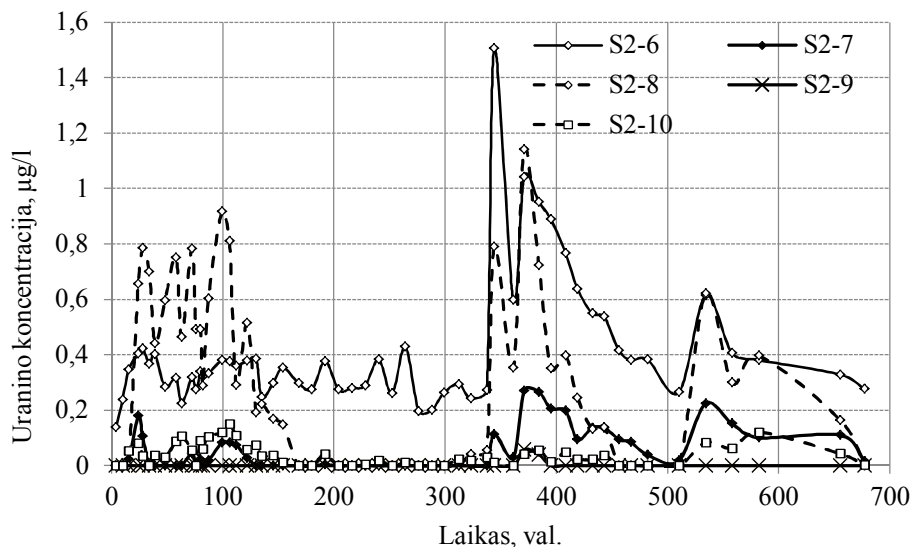
**3.24 pav.** Uranino koncentracijos gruntiniame vandenyje (gręžiniai Nr. S2-4, S2-5)

**Fig. 3.24.** Variation of uranine concentration in groundwater (well No. S2-4, S2-5)

Matavimai gręžiniuose Nr. S2-6–S2-10 buvo pradėti po 4 valandų po žymiklio įleidimo, atstumas iki stebimųjų gręžinių apie 14 metrų. Didžiausios uranino koncentracijos nustatytos gręžiniuose Nr. S2-6 ir S2-8 (3.26 pav.). Uraninas pirmiausiai atiteko į gręžinį Nr. S2-6, kurio kryptis yra į ŠV nuo injekcinio gręžinio. Uraninas buvo aptiktas po 15 valandų gręžiniuose Nr. S2-7 ir S2-10, o po 24 valandų gręžinyje Nr. S2-8. 14 eksperimento dieną (po liūtis), gręžiniuose Nr. S2-6, Nr. S2-7, Nr. S2-8 ir Nr. S2-10 nustatytas uranino koncentracijų padidėjimas. Eksperimento metu gręžinyje Nr. S2-9 uraninas buvo aptiktas tik po liūtis, kitomis eksperimento dienomis uraninas šiame gręžinyje nebuvo pastebėtas, tai rodo, kad vandeningas sluoksnis tarp injekcinio gręžinio Nr. I2-2 ir gręžinio Nr. S2-9 yra mažai laidas. Atliekant bandomuosius išpumpavimo darbus gręžiniuose S2-6 – S2-10, buvo pastebėta, kad didžiausia įtaka vandens lygio dinamikai (greičiausiai nusistovėjo vandens lygis) yra gręžinyje Nr. S2-9. Eksperimento su žymikliais metu didžiausia uranino koncentracija išmatuota gręžinyje Nr. S2-6, o bandomojo išpumpavimo metu vandens lygio pažemėjimas nustatytas mažiausias šiame gręžinyje, tai gali būti susiję su greitu vandens pritekėjimu.

Atliekant eksperimentą antroje sistemoje didžiausias vandens tėkmių greitis ir nustatytas tarp injekcinio gręžinio I2-2 ir gręžinių Nr. S2-6 ir Nr. S2-7 (3.5 lentelė), kurie įrengti ŠV kryptimi link Drūkšių ežero, todėl galima prognozuoti, kad radionuklidų pernaša bus didžiausia ŠV, link Drūkšių ežero. Eksperimento metu (pirmoje ir antroje sistemoje) pastebėti uranino kaitos šuoliai, kuriems

galėjo daryti įtaką šalia esantys kanalai arba nevienalytis vandeningas sluoksnis. Pirmas uranino koncentracijos pikas rodo skvarbiausio vandeningo sluoksnio greitį, o antras – kito vandeningo sluoksnio, mažiau skvarbaus. Kuo arčiau vienas nuo kito nustatyti uranino medžiagos pikai, tuo vandeningas sluoksnis vienalytiškesnis (pirmas pikas, 3.25 pav.), kuo toliau išsidėstę nustatyti uranino pikai, tuo vandeningas sluoksnis platesnis (2 pikas, 3.25 pav.).

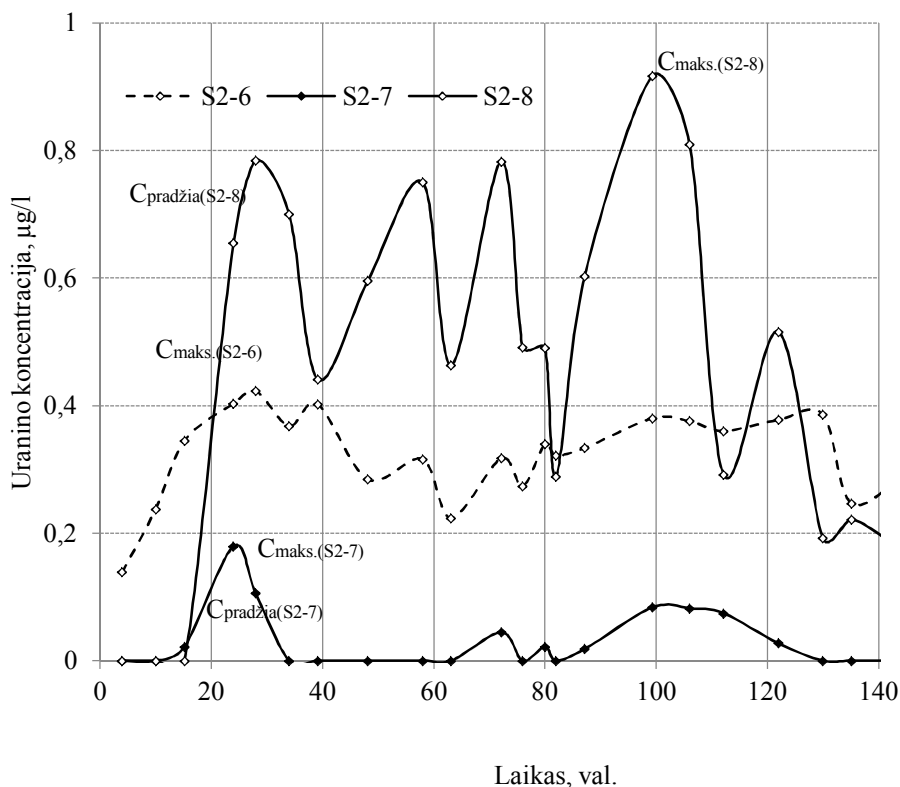


**3.25 pav.** Uranino kaita gruntuiniame vandenyje (gręžiniai Nr. S2-6–S2-10)

**Fig. 3.25.** Variation of uranine concentration in groundwater (well No. S2-6–S2-10)

Antroje sistemoje eksperimentas su žymikliais patvirtino bandomojo išpumpavimo tyrimu gautas sąveikas tarp gręžinių. Gręžiniuose Nr. S2-1 aptikta didžiausia uranino koncentracija, kuri parodo, kad vyraujanti filtracijos kryptis yra ŠV. Mažiausios uranino koncentracijos atiteko į gręžinį Nr. S2-4, o į gręžinį Nr. S2-9 uraninas atiteko tik po liūtis. Tokiems rezultatams galėjo turėti įtakos mažiau laidi vandeningo sluoksnio dalelių frakcija.

Pagal gautus rezultatus apskaičiuotas vandens tėkmių tikrasis greitis ir efektyvus poringumas. Artimiausių gręžinių efektyvaus poringumo ir tikrojo gerio rezultatai pateikti 3.5 lentelėje. Gręžinyje Nr. S2-9 uranino koncentracija pastebėta tik po liūtis, todėl netikslinga vertinti vandens tėkmių greitį šiame gręžinyje.



**3.26 pav.** Uranino koncentracijos gruntiniame vandenyje (gręžiniai Nr. S2-6–S2-8)

**Fig. 3.26.** Variation of uranine concentration in groundwater (well No. S2-6–S2-8)

Eksperimento metu su žymikliu (uraninu) nustatytas vidutinis vandens tėkmės greitis I sistemoje didesnis negu nustatytas antroje sistemoje, nors abi sistemos yra nutolusios nedideliu atstumu viena nuo kitos (apie 470 m). Gautus rezultatus galėtų paaiškinti sudėtingos hidrogeologinės sąlygos (supiltinis gruntas) planuojamos AE teritorijoje, skirtingi I ir II sistemų gręžinių gyliai (I sistemos vidutinis gręžinių gylis – 20 metrų, o antros – 10 metrų), o taip pat Ignalinos 3-ojo bloko statybų metu atlikti natūralių gruntų pakeitimai.

3.5 lentelėje pateikiami arčiausiai esančių gręžinių Nr. S2-1– S2-5 nuo injekcinio gręžinio Nr. I2-1 efektyvaus poringumo ir tikrojo vandens greičio rezultatai.



**3.5 lentelė.** Indikatoriniu metodu (su uraninu) nustatyti hidrogeologiniai parametrai  
**Table 3.5.** Hydrogeological parameters estimated by tracer method (uranine)

Gręžinio Nr.	S2-1	S2-2	S2-3	S2-4	S2-5
Tikrasis greitis, m/d	7,34	7,25	6,0	3,36	3,26
Efektyvus poringumas	0,43	0,10	0,15	0,36	0,35

Abiejose sistemose efektyvus poringumas ( $n_e$ ) apskaičiuotas pagal (2.2) formulę, filtracijos koeficientas ( $K$ ) – 13 m/d (Hidroprojektas 2006), tikrasis vandens greitis ir hidraulinis gradientas nustatytas indikatoriniu metodu, kiekvienam gręžiniu atskirai.

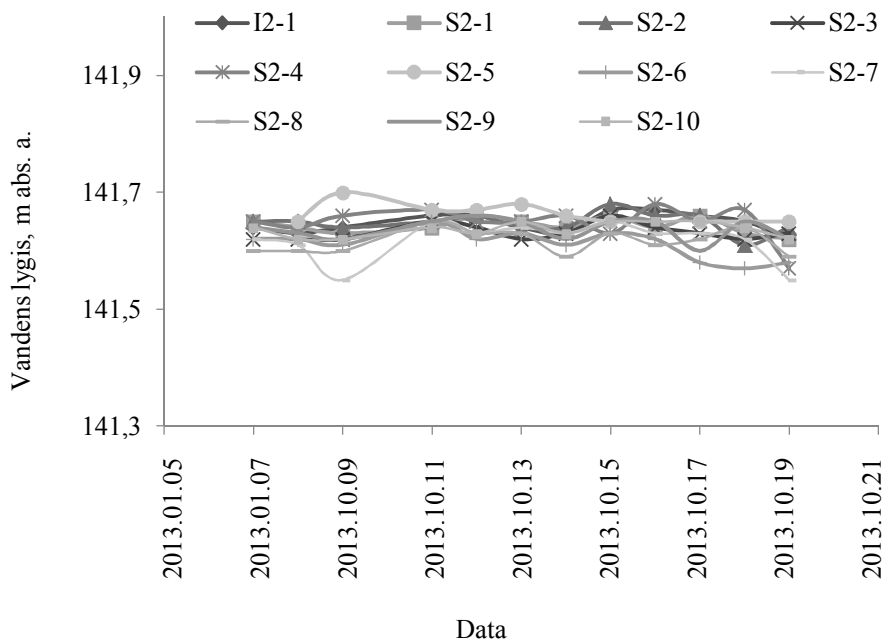
I sistemoje, stebimųjų gręžinių esančių arčiausiai injekcinio gręžinio (Nr. S1-1–S1-4), nustatytas vidutinis efektyvus poringumas ( $n_e$ ) – 0,28, gręžinio Nr. S1-5–0,26, tolimiausių stebimųjų gręžinių (Nr. S1-6 ir S1-7) – 0,24. II sistemos gręžinių (Nr. S2-1–S2-5) vidutinis  $n_e$  – 0,28, o stebimųjų gręžinių (Nr. 6 – Nr. 10) – 0,29. Gautos efektyvaus poringumo vertės rodo, kad uolienų poros didelės ir vanduo bei priemaišos teka palyginti greitai.

Efektyvus poringumas buvo nustatytas P.C Rizzo Ltd. 2012 metais, kuris kito 0,23–0,32 ribose. Lyginant P.C Rizzo Ltd. ir gautus indikatoriniu metodu rezultatus pastebėta, kad gauti duomenys artimi.

II sistemoje požeminio vandens tėkmių greitis gautas mažesnis nei I sistemoje tiek eksperimento su žymikliais metu tiek išpumpuojant gręžinius. Tai parodo sudėtingas hidrogeologines sąlygas, t. y. nedidelėje teritorijoje bei tame pačiame vandeningame sluoksnyje skiriasi vandens tėkmių greitis. Kad indikatorinis metodas tikslesnis, parodo daug greičiau atitekėjęs uraninas į abiejų sistemų stebimuosius gręžinius nei buvo prognozuota bandomojo išpumpavimo tyrimo metu.

Siekiant išsiaiškinti, eksperimentu su žymikliais, gautas didesnes požeminio vandens tėkmių greičio vertes, buvo analizuojamas vandens lygio skirtumas tarp I2-1 ir stebimųjų gręžinių Nr. S2-1–S2-10 (3.27 pav.). Analizė parodė, kad slėgio skirtumas mažas, vandens lygio svyravimai artimi, tokie rezultatai rodo gerą susisiekimą tarp injekcinio ir stebimųjų gręžinių.

Mokslinėje literatūroje (Meus *et al.* 2007; Baker, Curry 2004) teigiama, kad uranino koncentracijai įtakos gali turėti vandens temperatūra ir pH.



**3.27 pav.** Vandens lygio kaita (gręžiniai Nr. S2-1–S2-10)

**Fig. 3.27.** Water level (well No. S2-1–S2-10)

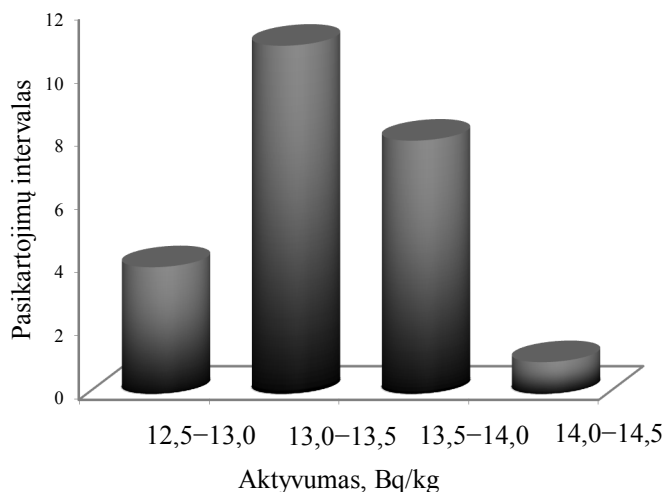
Eksperimento metu abiejose sistemose buvo matuojama vandens temperatūra, kuri kito nuo 11 iki 13 °C, o pH išliko visą laiką pastovus. Kadangi temperatūrų skirtumai eksperimento metu nustatyti maži, o pH visą laiką išliko pastovus, galima teigti, kad šie fiziniai parametrai įtakos eksperimentui neturėjo.

### 3.3. Radionuklidų aktyvumas statybiniame lauke ir požeminiame vandenyje planuojamos atominės elektrinės aikštelėje

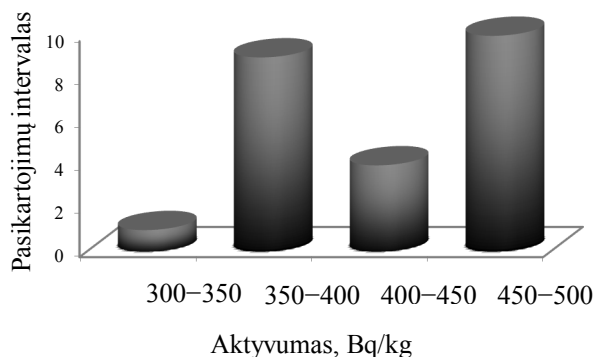
#### *Radionuklidų savitojo aktyvumo statybiniame lauke nustatymas*

Siekiant įvertinti radionuklidų aktyvumo statybiniame lauke, likusio iš ankstesnės IAE veiklos, įtaka požeminiams vandenims statybinio lauko liekanose išmatuoti gamtinės ir dirbtinės kilmės radionuklidų ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,

$^{137}\text{Cs}$ ) tūriniai aktyvumai gama-spektrometrijos metodu. Tirtų radionuklidų savitieji aktyvumai kito:  $^{40}\text{K}$  nuo 350 iki 500 Bq/kg,  $^{226}\text{Ra}$  nuo 13 iki 14,5 Bq/kg ir  $^{232}\text{Th}$  nuo 2 iki 3 Bq/kg,  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas visuose ėminiuose – žemiau prietaiso aptikimo ribos. Matavimų rezultatai pateikti 3.28–3.30 paveiksluose.



**3.28 pav.**  $^{226}\text{Ra}$  savitasis aktyvumas statybiniame lauže  
**Fig. 3.28.**  $^{226}\text{Ra}$  activity in building material

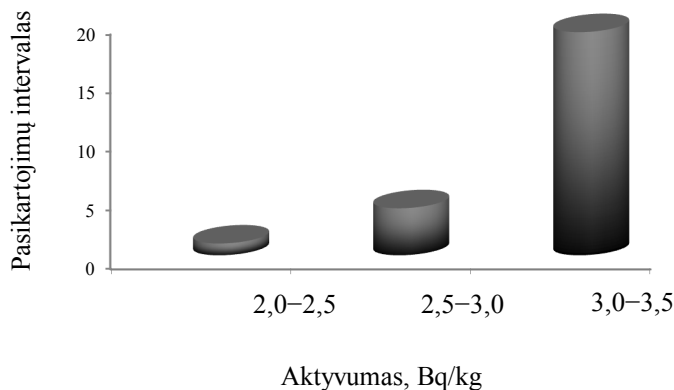


**3.29 pav.**  $^{40}\text{K}$  savitojo aktyvumo matavimo rezultatai statybiniame lauže  
**Fig. 3.29.**  $^{40}\text{K}$  activity in building material

Gauti rezultatai rodo, kad statybinis laužas neužterštas dirbtinės kilmės radionuklidais. Lyginant gautus rezultatus su kituose Lietuvos miestuose (1.4

sk., 1.6 lentelė) ir kitose pasaulio šalyse (1.4 sk., 1.7 lentelė) atliktais tyrimais, nustatyta, kad radionuklidų ( $^{232}\text{Th}$ ,  $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ) savitieji aktyvumai panašūs į kitose Lietuvos ir pasaulio vietovėse darytus tyrimų rezultatus. Tai leidžia teigti, kad ankstesnė IAE veikla jokio poveikio statybinėms medžiagoms neturėjo.

Radiacinės saugos požiūriu didžiausią reikšmę žmogaus apšvitai, sukeliama statybinių medžiagų, turi jose esantys gamtinės kilmės radionuklidai  $^{40}\text{K}$  bei radionuklidai, iš gamtoje esančių radioaktyvių  $^{238}\text{U}$  ir  $^{232}\text{Th}$  grandinių (Kumar et al. 2003). Nustatyti radionuklidų savitieji aktyvumai planuojamos AE aikštelėje yra artimi į kituose miestuose nustatytus statybinių medžiagų savituosius aktyvumus, todėl poveikis požeminiams vandenims neprognozuojamas.

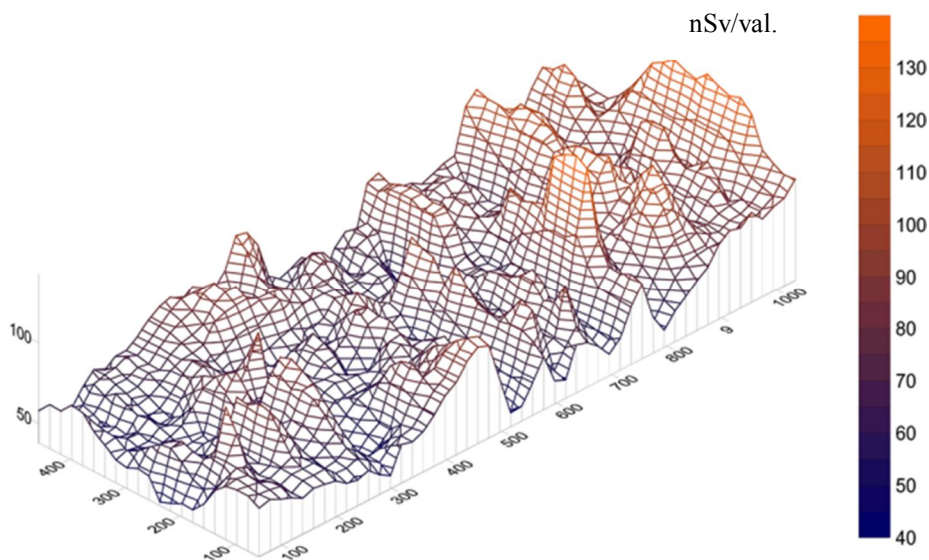


**3.30 pav.**  $^{232}\text{Th}$  savitojo aktyvumo matavimo rezultatai statybiniame lauve  
**Fig. 3.30.**  $^{232}\text{Th}$  activity in building material

Buvo iškelta hipotezė, kad LDG verčių pasiskirstymas gali būti susijęs su grunte esančių medžiagų rūšimis ir jų kiekiu. Darbe atlikta išmatuotų LDG verčių pasiskirstymo palyginamoji analizė tirtame sklype (3.31 pav.). 3.31 paveiksle pavaizduotas LDG pasiskirstymas. Pilkos spalvos intensyvumas žymi LDG koncentracijos dydį kas 15 nSv/val. Rezultatai rodo, kad tiriamoje aikštelėje LDG vertės kito nuo 60 iki 130 nSv/val.

Išmatuotos LDG dydį galėjo lemti kosminė spinduliuotė, anksčiau veikusios IAE veikla, gruntas bei statybinės medžiagos. Kosminė spinduliuotė turi įtakos į LDG lygį (Lebedytė et al. 2001), jos didesnis poveikis galimas lietaus atveju, kai ore esantys radionuklidai iškrenta su krituliais, tačiau jos indėlis visoje aikštelėje LDG yra vienodas, kadangi aikštelės plotas yra

nedidelis. Taigi, kosminės spinduliuotės IAE teritorijoje LDG vertės galima laikyti pastoviais dydžiais. UNSCEAR duomenimis šiuo metu LDG pažemio ore, sukelta kosminės spinduliuotės laikoma pastovia ir šiaurės pusrutulyje jūros lygyje sudaro 32 nSv/val (UNSCEAR 2000). Pagal Radiacinės saugos centro duomenis šiuo metu Lietuvoje LDG yra 43 nSv/val (0,38 nSv/m) (Radiacinis saugos centras, 2010). 2009 metais IAE sanitarinės apsaugos zonos teritorijos (šalia tiriamos aikštelės) LDG svyravo nuo 66 iki 159 nSv/val. (VĮ Ignalinos atominė elektrinė 2010), tai reiškia, kad tiriamoje aikštelėje išmatuotas LDG lygis neviršijo Ignalinos AE sanitarinėje zonoje esančio lygio. Išmatuotos aikštelės foninės LDG vertės kito 60–130 nSv/val ribose (Radiacinis saugos centras, 2009).



**3.31 pav.** LDG verčių pasiskirstymas planuojamos atominės elektrinės aikštelėje

**Fig. 3.31.** Equivalent dose rate values distribution at planned nuclear power plant site

Aikštelės LDG fonas matuotas šalia tiriamo sklypo, matavimai atlikti tuo pačiu metu kaip ir tiriamoje aikštelėje. Remiantis informacija apie piltinių gruntų bei statybinių medžiagų pasiskirstymą aikštelėje (2.23 pav.) buvo ieškota galimų sąryšių tarp statybinių medžiagų liekanų, grunto prigimtės ir LDG dydžio. Išanalizavus aikštelės geologinę sandarą nustatyta, kad didžiąją sklypo dalį sudaro supiltinis gruntas sumaišytas su statybinėmis medžiagomis. Rezultatai parodė, kad LDG verčių pasiskirstymas nagrinėjamoje teritorijoje kito

nevienodai, LDG vertės nustatytos nedidelės. Supiltinis gruntas ir statybinės medžiagos (2.22 pav.) taip pat paplitusios nevienodai po visą nagrinėjamą teritoriją. Supiltinis gruntas pasiskirstęs po aikštelę labai skirtingu storiu, statybinės medžiagos išsibarstę po visą teritoriją ir jų sudėtis įvairi (daugiausia gelžbetonis). 1.6 lentelėje nurodyta, kad dideli statybinių medžiagų aktyvumo rodikliai nustatyti betoninių ir gelžbetoninių gaminių, kelio dangos. Šių statybinių medžiagų liekanų aptikta planuojamoje AE aikštelėje, todėl tikėtina, kad jos turėjo įtakos didesnėms LDG vertėms tose vietose. Atlikus analizę galima daryti išvadą, kad LDG verčių pasiskirstymą nulėmė supiltnio grunto ir statybinių medžiagų pasiskirstymas aikštelėje. Tiriamos aikštelės LDG vertės iš esmės nėra didelės ir neviršija nustatytų leistinų normų. Atlikus palyginimą su kituose Lietuvos miestuose esančia LDG tarša nustatyta, kad aikštelėse išmatuota LDG kito Lietuvos aplinkos foninio lygio ribose.

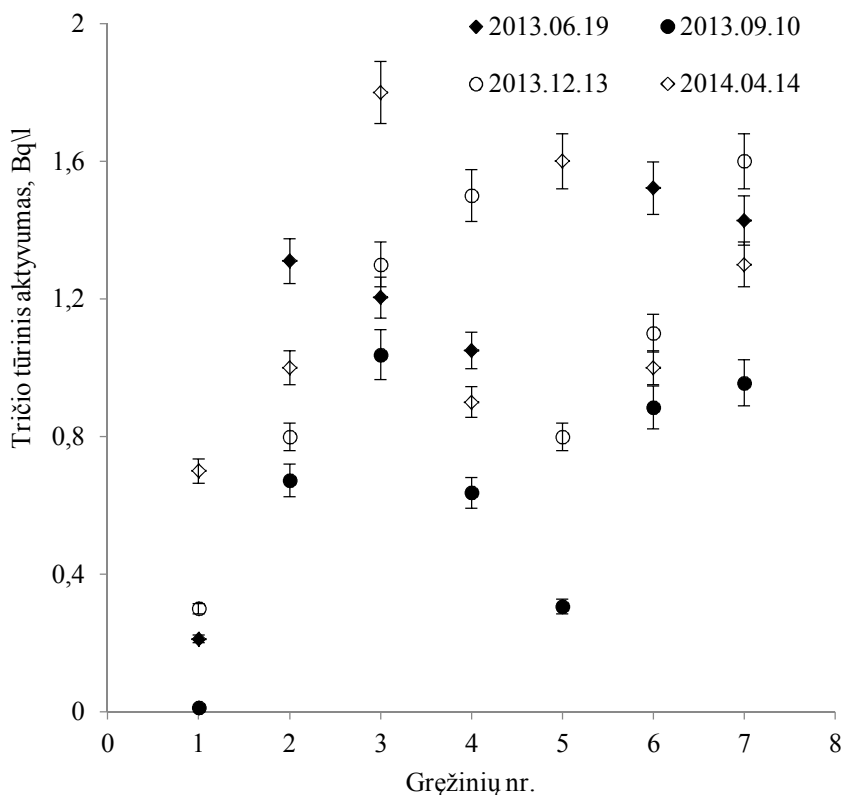
Modeliavimo rezultatai parodė, kad aikštelės LDG vertės nežymiai, bet didesnės ten, kur yra statybinio laužo liekanos (3.31 pav.). Galima daryti išvadą, kad statybinis laužas turėjo įtakos LDG vertėms, tačiau požeminiame vandeniui įtakos neturi, kadangi LDG vertės planuojamos AE aikštelėje nėra didelės ir neviršija nustatytų leistinų normų. Nustatytos LDG vertės nerodo tiriamoje teritorijoje jonizuojančios spinduliuotės šaltinio ar užteršto ploto, tai leidžia teigti, kad gruntu dirbtinės kilmės radionuklidai nepatenka į požeminius vandenis.

#### *Tričio tūrinio aktyvumo nustatymas planuojamos AE teritorijoje*

Tritis, kaip judriausias vandens aplinkoje radionuklidas, yra AE patikimumo ir stabilumo įvertinimo indikatorius (Lyakhova *et al* 2013). Tričio tūrinis aktyvumas išmatuotas požemio vandenyje planuojamos AE teritorijoje gruntiniame (gręžiniai Nr. 3 – Nr. 6) ir spūdiniam vandeningame sluoksnyje (gręžiniai Nr. 1 ir Nr. 2) (3.32 pav.). Vandens ėminių vietos pavaizduotos 2.2 skyriuje, 1.18 paveiksle. Eksperimento metu pastebėta, kad didesni tričio tūriniai aktyvumai nustatyti gręžiniuose, kurie įrengti į gruntinį vandeningą horizontą. Gruntiniame vandenyje tričio tūrinis aktyvumas kito 0,8–1,8 Bq/l ribose, o spūdiniam nuo 0,01 iki 1,31 Bq/l. Didesnius tričio tūrinius aktyvumus gruntiniame vandenyje galėjo nulėmti kritulių patekimas į gruntinius vandenis. Lyginant gruntiniame ir spūdiniam vandens sluoksnyje tričio tūrinius aktyvumus (Bq/l) su leistinomis ribinėmis vertėmis, nustatytomis Lietuvos higienos normoje HN24:2003 „Geriamojo vandens saugos ir kokybės reikalavimai“, nustatyta, kad tričio tūrinis aktyvumas neviršijo leistino (100 Bq/l) tričio tūrinio aktyvumo.

Lietuvai būdingose klimatinėse sąlygose gruntinio vandens izotopinė sudėtis yra artima kritulių metinei izotopinei sudėčiai, nes per palyginti lėtai vykstančius infiltracijos procesus krituliuose stebimos metinės izotopinės

sudėties variacijos gruntiniame vandenyje dažniausiai (išskyrus greitos infiltracijos atvejus) išsilygina. Nagrinėjant  $^3\text{H}$  stebėsenos gruntiniame vandenyje duomenis, matavimų rezultatus galima lyginti su globalių veiksnių (kosmogeninių ir termobranduolinių sprogdinimų) suformuotu aktyvumu, kuris būdingas tyrimų regiono krituliams. Šiuo metu Rytų Lietuvoje  $^3\text{H}$  aktyvumas krituliuose šiek tiek mažėja. Siekiant išsiaiškinti, ar krituliai sąveikauja su gruntiniu vandeniu, atliktas eksperimentas, kuriuo buvo siekiama išsiaiškinti kritulių daromą įtaką gruntiniam vandeniui (3.33 pav.).



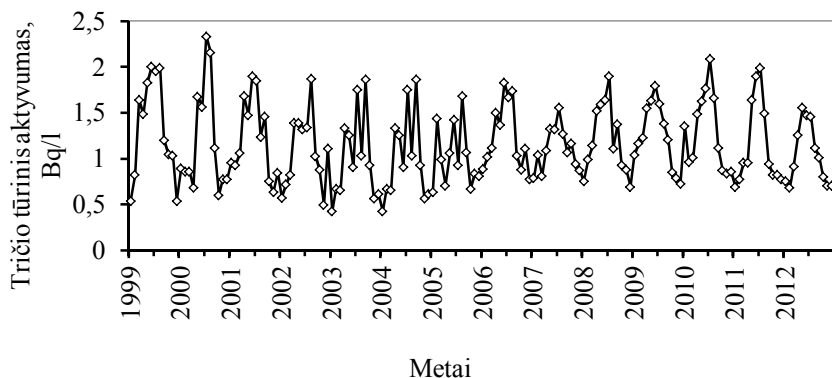
**3.32 pav.** Tričio tūrinis aktyvumas požeminiame vandenyje (planuojamos atominės elektrinės teritorija)

**Fig. 3.32.** Tritium activity in groundwater (New nuclear power plant site)

Lyginant  $^3\text{H}$  koncentracijas krituliuose (3.33 pav.) ir gruntiniame vandenyje (3.32 pav.) pastebėta, kad svyravimų amplitudė labai nedidelė (vidurkis apie

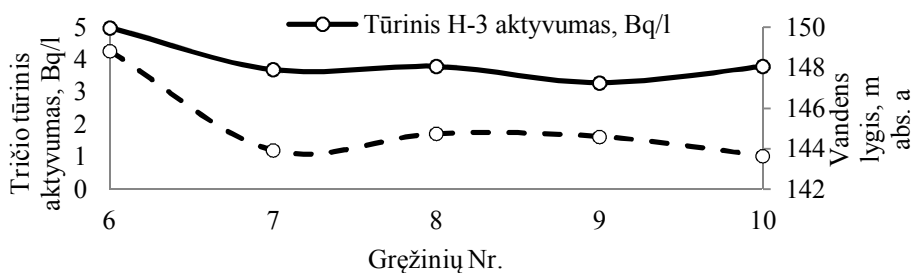
1,18 Bq/l), vasaros laikotarpiu būdingos šiek tiek didesnės  $^3\text{H}$  koncentracijos (iki 1,42 Bq/l).

Tirta tričio koncentracijos priklausomybė (2013 m.) nuo absoliutinio vandens lygio (3.34 pav.). Tyrimo metu pastebėta, kad krintant gruntinio vandens lygiui sumažėja ir  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas, tai reiškia, kad krituliams patekus į gruntinius vandenį padidėja ir  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas.



**3.33 pav.** Tričio tūrinio aktyvumo kaita kritulių vandenyje (Zarasų r.)

**Fig. 3.33.** Tritium activity in the surface water (Zarasu district)



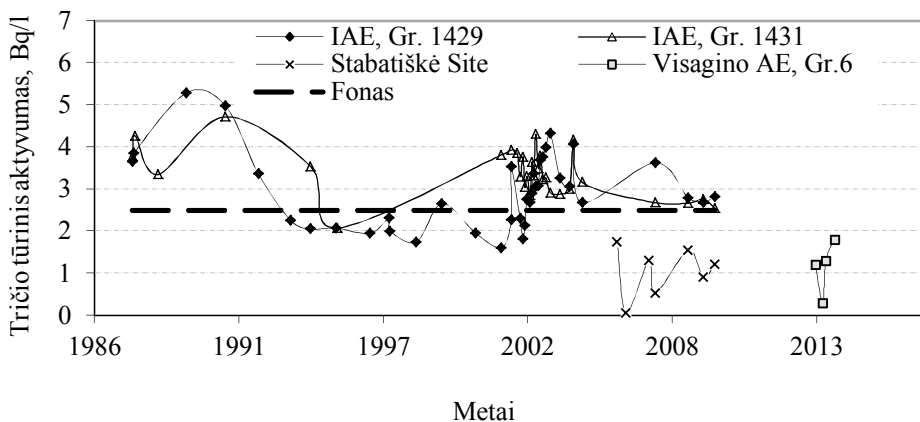
**3.34 pav.**  $^3\text{H}$  tūrinio aktyvumo ir vandens lygio kaita skirtinguose gręžiniuose (planuojama atominės elektrinės teritorija)

**Fig. 3.34.**  $^3\text{H}$  activity concentration and water level variation in different wells (planned nuclear power plant site)

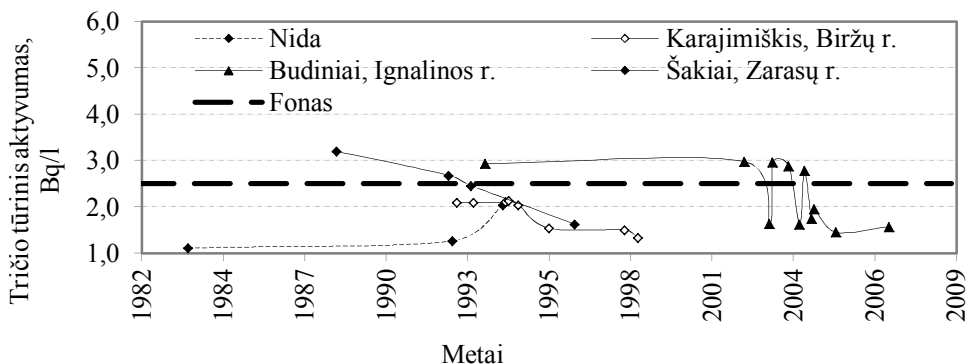
Nustatytos tričio tūrinio aktyvumo vertės artimos tričio tūrinio aktyvumo vertėms, kurios nustatytos IAE ir Stabatiškių teritorijose (3.35 pav.). Panašios tričio koncentracijos aptinkamos ir kituose Lietuvos miestuose (3.36 pav.). Galima teigti, kad planuojamoje AE aikštelėje išmatuotas  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas



požemio vandenyje yra gamtinės kilmės ir neužterštas dirbtinės kilmės tričiu, kuris galėjo susidaryti iš anksčiau veikusios Ignalinos AE veiklos.



**3.35 pav.**  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas Lietuvos branduolinių objektų aplinkoje  
**Fig. 3.35.**  $^3\text{H}$  activity at nuclear object sites in Lithuania



**3.36 pav.**  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas kituose Lietuvos miestuose  
**Fig. 3.36.**  $^3\text{H}$  activity in other Lithuanian cities

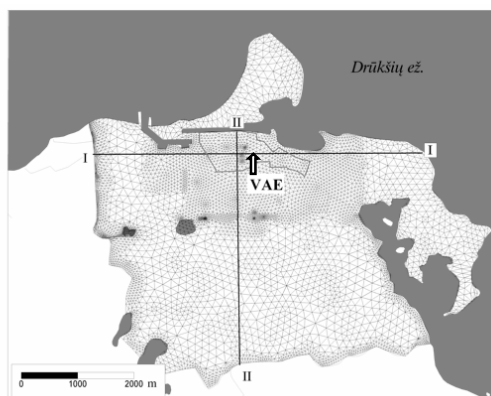
Iš 3.35 ir 3.36 paveikslų matyti, kad tričio tūrinis aktyvumas panašiuose objektuose (IAE, Stabatiškės) bei kituose Lietuvos miestuose yra artimas vertėms kaip ir planuojamos AE aplinkoje, o tai leidžia teigti, kad požeminis vanduo planuojamos AE teritorijoje neužterštas ir yra artimas foniniams tričio tūriniai aktyvumams (2,5 Bq/l).

### 3.4. Radionuklidų pernašos ir požeminio vandens tėkmių modelis

#### *Pradinės sąlygos*

Pagrindinės horizontalaus modelio lygtys skirstomos į spūdinių ir nespūdinių (laisvo paviršiaus) sąlygų lygtis. Pagal šias sąlygas FEFLOW programos sprendžiamos įvairiausios vandens balanso lygtys. Darbe FEFLOW matematinis modelis pritaikytas Lietuvos gamtinėmis geologinėmis ir hidrogeologinėmis sąlygomis planuojamos AE aplinkoje, kalibravimui naudojant vandens lygio kaitos duomenis.

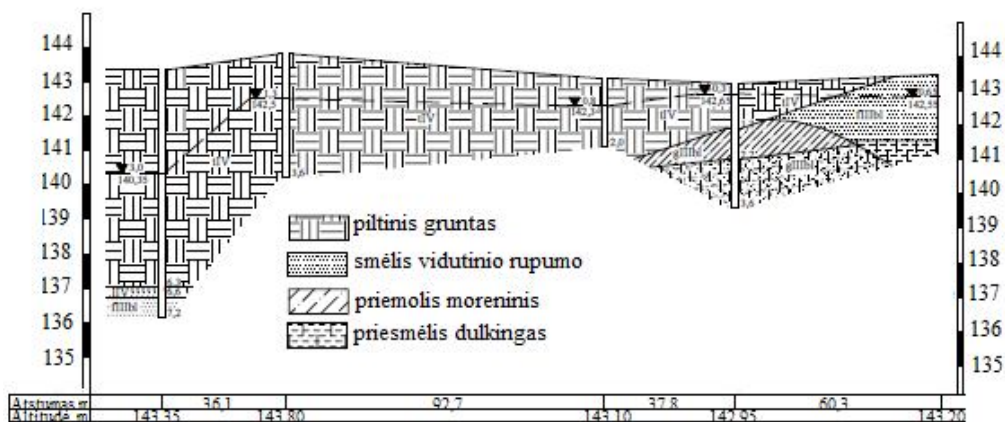
Planuojamos AE aikštelės apylinkių požeminio vandens tėkmių modeliui sukurti sudarytas modelio domenas (filtracijos sritis), kurį beveik iš visų pusių riboja horizontalios gamtinės ribos iš šiaurės ir rytų – Drūkšių ežeras ir IAE kanalai (paėmimo ir išleidimo), iš vakarų pusės – drenažo kanalai, iš pietų pusės – Vosyliškių upelis (3.37 pav.).



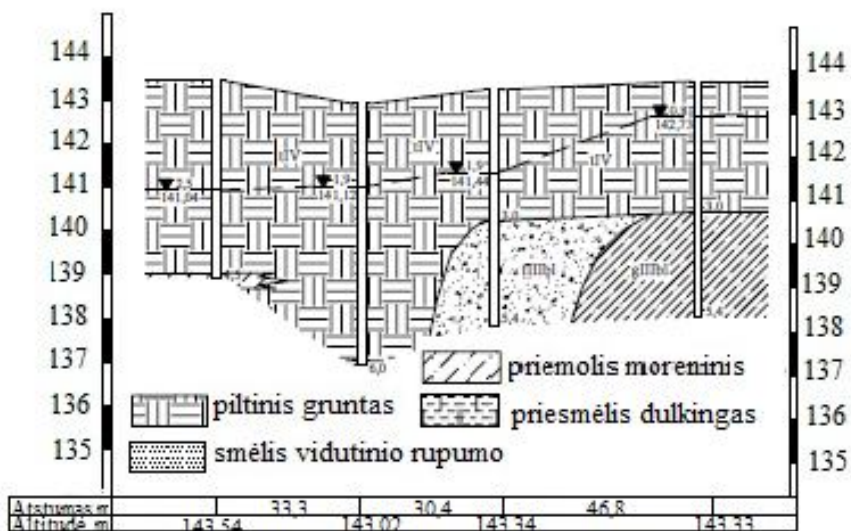
**3.37 pav.** Planuojamos atominės elektrinės aikštelės apylinkių FEFLOW modelio domenas (filtracijos sritis), suskirstymas į skaičiavimų elementų tinklą baigtinių elementų metodu ir pjūvio linijos (I-I, II-II). Pilka linija (kontūras) žymi planuojamos atominės elektrinės teritorijos ribas

**Fig. 3.37.** Model domain of Visaginas nuclear power plant, finite-element grid of model domain and lines of hydrogeological cross-sections (I-I, II-II). The grey line means boundaries of planned nuclear power plant site

Vertikalus modelio suskirstymas buvo atliktas, remiantis sudarytais geologiniais-hidrogeologiniais pjūviais (3.38 ir 3.39 pav.).



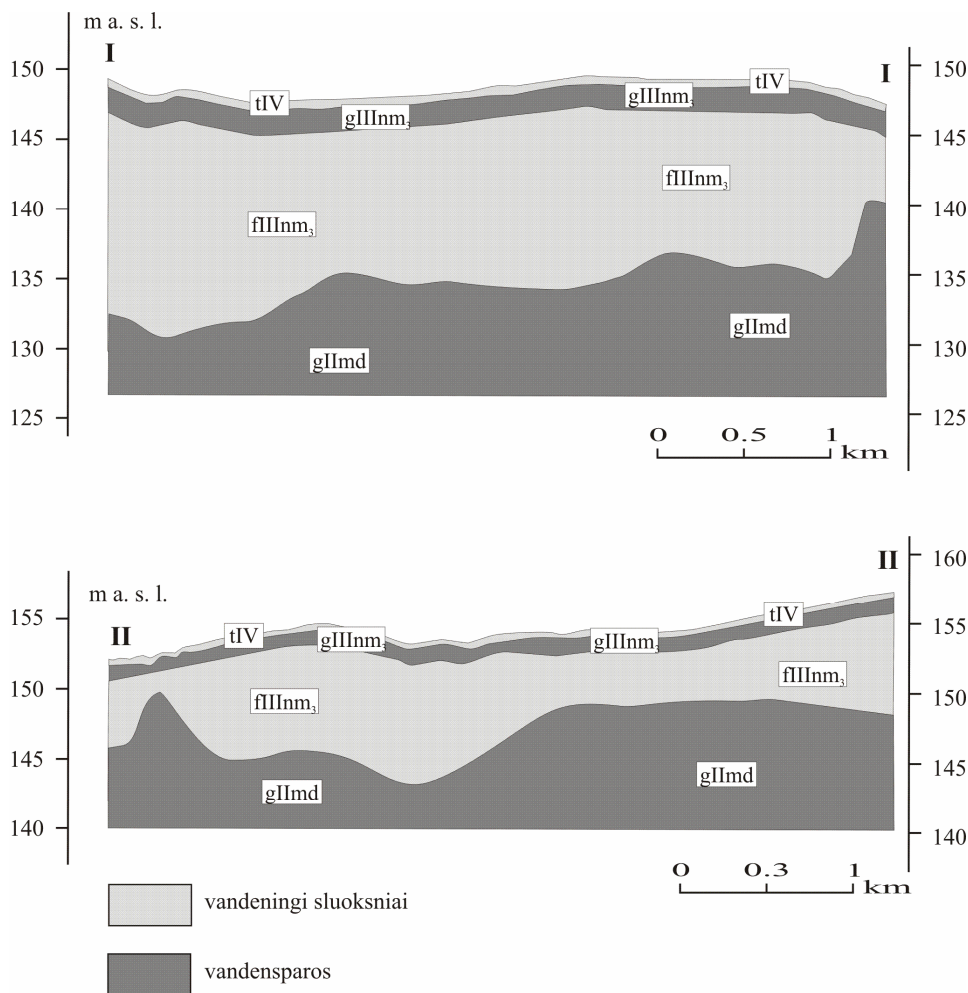
3.38 pav. Geologinis pjūvis I-I (Geotestus 2009)  
Fig. 3.38. Geological cross-section I-I (Geotestus 2009)



3.39 pav. Geologinis pjūvis II-II (Geotestus 2009)  
Fig. 3.39. Geological cross-section II-II (Geotestus 2009)

Modelyje išskirti 4 įvairios geometrijos sluoksniai ir 5 įvairios topografijos paviršiai. 1 sluoksnis atspindi grunto vandeningą sluoksnį, 2 – nelaidų, o 3 – pagrindinį spūdinį vandeningą sluoksnį. Apatinis – 4 sluoksnis – apriboja modelį iš apačios ir atitinka vidurinio pleistoceno moreną (3.40 pav.). Tiriamų

sluoksniu storiai: gruntinis 1 – 3 m; vandenspara 1–3 m; spūdinis 4–27 m; apatinė vandenspara 10–32 m.



**3.40 pav.** Planuojamos atominės elektrinės apylinkių FEFLOW modelio domeno suskirstymas vertikaliai į sluoksnius, atsižvelgiant į geologines-hidrogeologines sąlygas (pjūvio linijos pateiktos 3.43 pav.): gIIInm<sub>3</sub>, gIIImd – moreninis priemolis ir priesmėlis, fIIInm – įvairus smėlis, tIV – technogeninis gruntas

**Fig. 3.40.** Hydrogeological cross-sections along line I-I and II-II (see Fig. 3.43) of Visaginas nuclear power plant site adjusted to the layers of flow and transport model: gIIInm<sub>3</sub>, gIIImd – moraine silty clay and sand, fIIInm – various saplannednd, tIV – technogenic soil

Kad visoms išskirto modelio domeno erdvinėms gardelėms būtų sprendžiamas vandens balanso lygtys, būtina modelio ribose nustatyti ribines sąlygas. Kalibruoto modelio (atkuriančio „teisingą“ vandens balansą ir vidutinį metinį požeminio vandens spūdį) ribinės srauto sąlygos, jų tipai ir parametrų ribose vertės pateiktos 3.6 lentelėje. Įvairiuose sluoksniuose požeminio vandens įtekėjimą ar ištekėjimą ties ribomis daugiausia apibūdina atitinkamos altitudės pirmos eilės arba pastovaus lygio sąlygos.

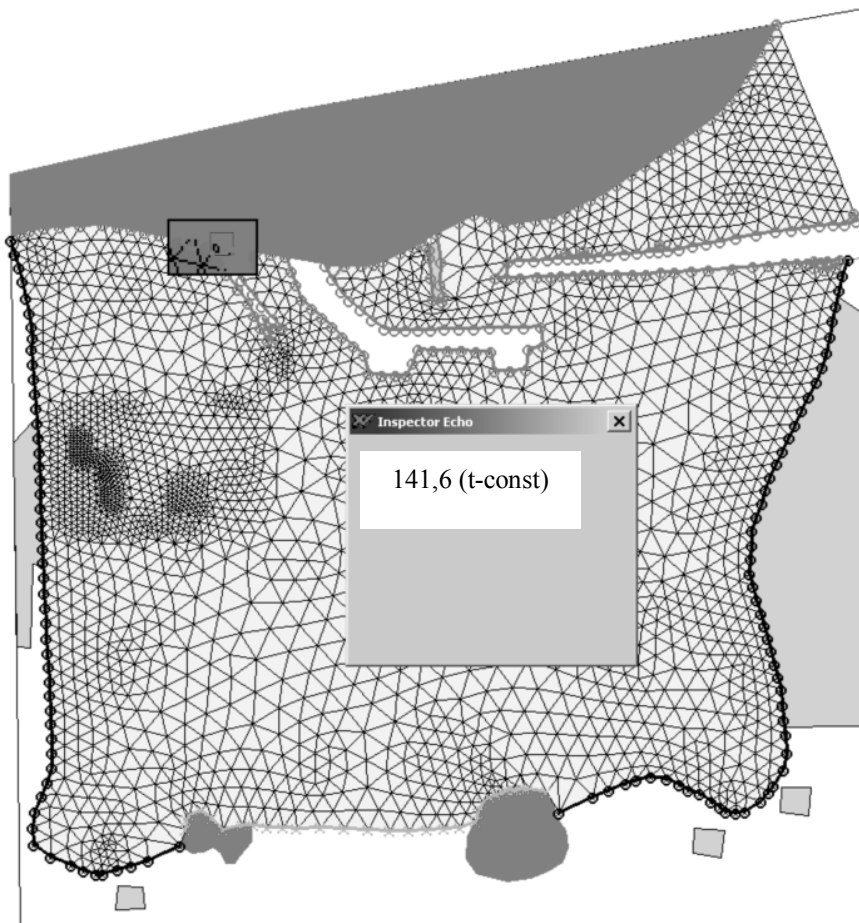
**3.6 lentelė.** Planuojamos AE aikštelės apylinkių srauto modelio ribinių sąlygų tipai ir parametrų vertės

**Table 3.6.** Types of boundary conditions and parameter values of the planned NPP surrounding flow model

Sluoksnio paviršius	Sąlygos tipas	Vertė	Pastabos
1–5	Pirmos eilės (pastovaus lygio)	$h = 141,6$ m (Drūkšių ež.)	Laidi riba (nutekėjimas)
1–2	Pirmos eilės (pastovaus lygio)	$h = 141,6-146,88$ m	Laidi riba (nutekėjimas)
1–2	Pirmos eilės (pastovaus lygio)	$h = 150,96$ m	Laidi riba (nutekėjimas)
1–2	Pirmos eilės (pastovaus lygio)	$h = 141,6-150,0$ m	Laidi riba (nutekėjimas)
1–2	Pirmos eilės (pastovaus lygio)	$h = 141,6-150,8$ m	Laidi riba (nutekėjimas)
1–2	Pirmos eilės (pastovaus lygio)	$h = 153$ m	Laidi riba (įtekėjimas)
1–2	Antros eilės (pastovaus srauto)	$q = -1e-5$ m/d	Laidi riba (įtekėjimas)
3–5	Pirmos eilės (pastovaus lygio)	$h = 141,6$ m	Laidi riba (nutekėjimas)
3–5	Pirmos eilės (pastovaus lygio)	$h = 154$ m	Laidi riba (įtekėjimas)

Modeliuoto ploto šiaurinė ribinė sąlyga parinkta pagal žinomus spūdžio duomenis: vidutinis Drūkšių ežero vandens lygis – 141,6 m abs. a. Modeliuoto

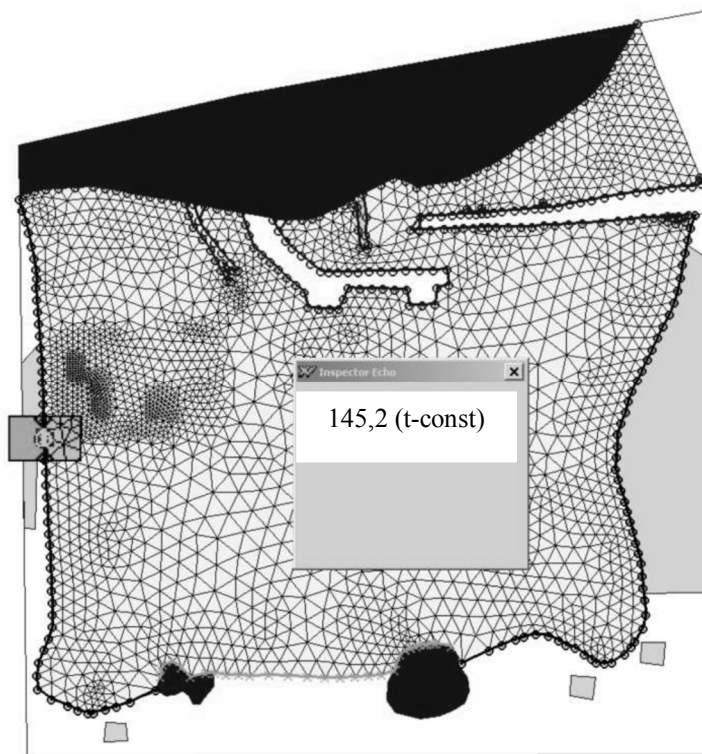
ploto pietine ribine sąlyga pasirinkta pastovaus srauto sąlyga ( $5 \cdot 10^{-4}$  m/d) (3.41 pav.).



**3.41 pav.** Planuojamos atominės elektrinės modelio pirmos eilės ribinė sąlyga (pastovus Drūkšių ežero lygis)

**Fig. 3.41.** First-order boundary condition (constant Lake Drūkšiai water level)

Gruntinio vandens srautui įtakos gali turėti ir modeliuojamo ploto ribose esantys dirbtiniai kanalai, kurių vandens lygis taip pat yra žinomas. Modeliuoto ploto vakarine riba buvo pasirinktas kanalas, kuriame vandens lygis kinta nuo 150,8 iki 141,6 m abs. a. (įteka į Drūkšių ež.), rytine riba – vandens kanalas, sujungtas su IAE vandens išmetimo kanalu, tiesiogiai susijusiu su Drūkšių ež. Vandens lygis šiame kanale kinta nuo 152,6 m iki 141,6 m abs. a. (3.42 pav.).



**3.42 pav.** Planuojamos atominės elektrinės antros eilės modelio ribinė sąlyga  
**Fig. 3.42.** Second-order boundary condition

Modelio domeno kiekvienam sluoksniui taip pat reikia nustatyti skaičiavimuose naudojamų parametrų vertes: filtracijos koeficiento, efektyvaus poringumo, uolienų tankio, nagrinėjamo radionuklido sorbcijos parametrų, išilginio ir skersinio dispersiškumo, radionuklidų radioaktyviojo skilimo konstantų ir kt. kiekvienam modeliui. Planuojamoje AE aikštelėje sudaryti trys modeliai, panaudojant skirtingas tiriamo vandeningo sluoksnio efektyviojo poringumo vertes:

1. Efektyvus poringumas priimtas standartinis, įvairus smėlis (0,3);
2. Efektyvus poringumas priimtas pagal eksperimento su cheminiais žymikliais duomenis, minimalus (0,1);
3. Efektyvus poringumas priimtas pagal eksperimento su cheminiais žymikliais duomenis, maksimalus (0,43).

Modelyje naudotų parametrų vertės pateiktos 3.7 lentelėje.

**3.7 lentelė.** Planuojamos atominės elektrinės aikštelės apylinkių modelio parametrų vertės

**Table 3.7.** New nuclear power plant site model parameter values

Sluoksnis	Litologinis aprašymas (vyraujantis)	Storis, m	Filtracijos koeficientas, $10^{-4}$ m/s	Bendras poringumas
1	Durpės	1	0,84	0,3
	Įvairus smėlis		4,21	
	Molis		4,28E-4	
	Moreninis priemolis ir priesmėlis		2E-4	
	Smulkus smėlis		0,602	
	Smėlis, įvairus (planuojama AE teritorija)		0,921*	0,3
2	Moreninis priemolis ir priesmėlis	1-8	4,3E-5	0,2
3	Įvairus smėlis	4-31	1,31	0,3
	Žvirgždas		2,37**	
	Smulkus smėlis		0,53-0,69	
	Smėlis, įvairus (planuojama AE teritorija)		0,23*	
4	Moreninis priemolis ir priesmėlis	4-32	4,3E-5	0,2
Dispersiškumas: išilginis – 5 m, skersinis – 0,5 m; infiltracinė mityba (1 sluoksnis): durpės – $-4E-7$ m/d; smėlingi dariniai – $2-2,5E-4$ m/d; molingi dariniai – $0,1-0,8E-4$ m/d; pagal Geotestus (2006), Pöyry Energy Oy, Lietuvos energetikos institutas 2009 duomenis ** pagal Jakimavičiūtė-Maselienė 2007 duomenis				

Modeliavimo filtracijos koeficientai gruntiniame vandeningame horizonte –  $3,5 \cdot 10^{-2}$  ( $10^{-4}$  m/s), o pagrindiniame vandeningame sluoksnyje  $1,05$  ( $10^{-4}$  m/s).

Planuojamos AE aikštelės apylinkių FEFLOW modelio techninės ypatybės pateiktos 3.8 lentelėje.



**3.8 lentelė.** Planuojamos atominės elektrinės aikštelės apylinkių FEFLOW modelio techninės ypatybės

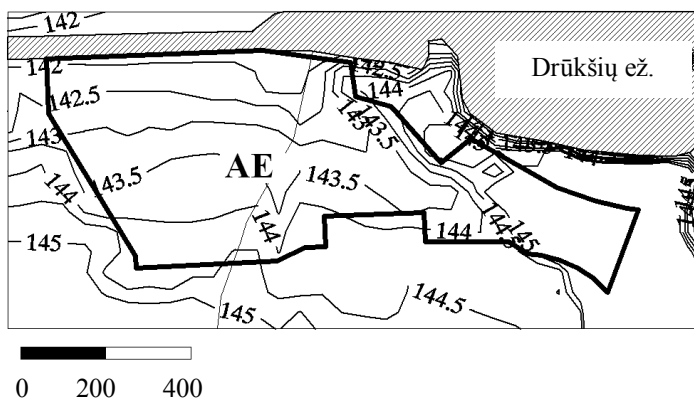
**Table 3.8.** Technical features of FEFLOW model at planning nuclear power plant site

Uždavinys	Suderintas tėkmės (srauto) ir masės pernašos modelis	Vertikalaus ir horizontalaus mastelių santykis	1:1
Laikas	Nepastovi tėkmė (srautas) ir nepastovi	Uždavinio erdvinis dydis	6121,21 m
Laiko pasiskirstymo schema	Adams-Bashforth/trapezoido taisyklė (AM/TR)	Sluoksnių skaičius	4
Dispersijos sušvelninimas	Be sušvelninimo (tiksliai Galerkinio formuluotė)	Paviršių skaičius	5
Laiko žingsnių skaičius	Automatinis	Tipas	Įsotinta
Laiko žingsnio ilgis	Automatinis	Dimensiškumas	Trimatė erdvė
Paklaidos tolerancija	$1 \cdot 10^{-3}$	Erdvės elementų tipas	6 mazgų trikampė prizmė
Didžiausias iteracijų skaičius vienam laiko žingsniui	12	Tinklo elementų skaičius	41916
Tinklo elementų paklaidos adaptacija	$1 \cdot 10^{-2}$	Tinklo mazgų skaičius	28370
Vėlesnių klaidų įvertinimas	Onate-Bugeda algoritmas	Elementų optimizacija	Netaikyta
Greičio aproksimacija	Patobulinta nuosekli greičio aproksimacija (pagal Frolkovic-Knabner algoritmą), pritaikyta elementams su vietiniu glūdinimu	Vandeningi sluoksniai	Pirmas gruntinis, kiti nustatyti (atitinka stratigrafinius kūnus)
Transporto lygties forma	Konvekcinė	Projekcija	Trijų matavimų su laisvu paviršiumi
Sprendimo būdas	Iteracinis lygčių sprendimas	Adsorbcijos dėsnis	Pagal Henrio izotermą

Duomenys panaudoti sudarant vandens tėkmių ir radionuklidų sklaidos modelį planuojamos AE pasirinktoje teritorijoje.

*Požeminio vandens tėkmių modeliavimas*

Didelę kompiuterinės programos FEFLOW procedūrų dalį sudaro požeminio vandens tėkmių (srauto) modelio sukūrimas Visagino AE aikštelės apylinkėms. Hidrogeologinėje analizėje įprasta požeminio vandens tėkmių modeliavimo rezultatus pateikti požeminio vandens atkurto spūdžio (3.43 ir 3.44 pav.) ir filtracijos greičio formomis. Planuojamos AE aikštelės modelinis gruntinio ir spūdinio vandens lygis pateiktas apibendrintas metų laikotarpiui.



**3.43 pav.** Planuojamos atominės elektrinės aikštelės modelinis gruntinio vandens lygis (absoliutinio aukščio, m)

**Fig. 3.43.** Modeled groundwater level (m above sea level) at planning nuclear plant site

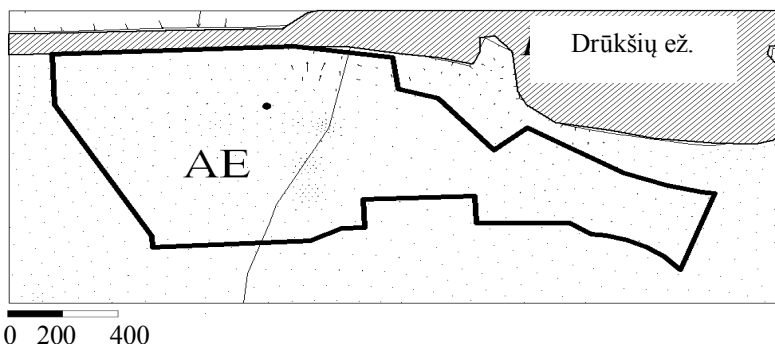


**3.44 pav.** Planuojamos atominės elektrinės aikštelės modelinis spūdinio vandeningo sluoksnio lygis (absoliutinio aukščio, m)

**Fig. 3.44.** Modeled main aquifer level (m above sea level) at planning nuclear power plant site

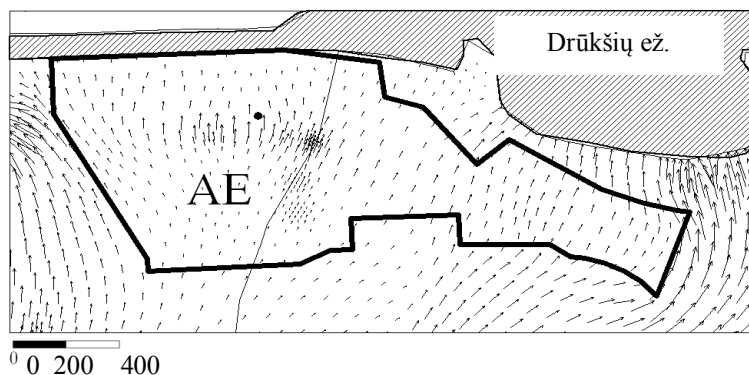
Sumodeliuoti požeminio vandens tėkmių parametrai yra artimi stebėtiems ir eksperimentiškai nustatytiems. Tai rodo, kad modelis sukalibruotas tiksliai. Požeminio vandens tėkmių kryptys ir greičiai gruntinio ir spūdinio vandens horizonto pateikti 3.45–3.46 paveiksluose.

3.45 ir 3.46 paveiksluose pavaizduotos rodyklės rodo požeminio vandens tėkmių kryptį ir greitį, kuo ilgesnė rodyklė, tuo greitis didesnis.



**3.45 pav.** Planuojamos atominės elektrinės aikštelės gruntinio vandeningo sluoksnio požeminio vandens tėkmių kryptys, sumodeliuotos kompiuterine programa FEFLOW (taškas – sąlyginis taršos židinys (reaktorius), linija – planuojamos AE ribas)

**Fig. 3.45.** Groundwater flow direction at planned nuclear power plant site, modeled by FEFLOW code (black point - pollution source (reactor), the black line – boundaries of planned nuclear power plant site)



**3.46 pav.** Planuojamos atominės elektrinės aikštelės spūdinio vandeningo sluoksnio požeminio vandens tėkmių kryptys, sumodeliuotos kompiuterine programa FEFLOW (taškas – sąlyginis taršos židinys (reaktorius), linija – drenažo planuojamos AE ribos)

**Fig. 3.46.** Main aquifer flow direction at planned nuclear power plant site, modeled by FEFLOW code ((black point – pollution source (reactor), the black line - boundaries of planned nuclear power plant site)

Vandens tėkmių greičiai didesni arti ežero tiek gruntiniame, tiek spūdiniam vandeningame sluoksnyje. Tokiems rezultatams galėjo daryti įtaką esanti šiame sluoksnyje didesnė vandens lygių kaita.

Požeminio vandens tėkmių greičiui turi tiesioginę įtaką Drūkšių ežeras bei šalia esantys kanalai. Vandens tėkmių greičiai didesni arti ežero tiek gruntinio, tiek pagrindinio vandeningo sluoksnio. Lyginant eksperimentinius ir modelinius rezultatus pastebėta, kad vyrauja vandens tėkmių kryptis į ŠV ir ŠR, link Drūkšių ežero, o tai patvirtina, kad didžiausia radionuklidų pernaša požeminiu vandeniu prognozuojama ŠV kryptimi, mažesnė ŠR kryptimi, link Drūkšių ežero.

*Radionuklidų sklaida su požemio vandeniu planuojamos AE teritorijoje*

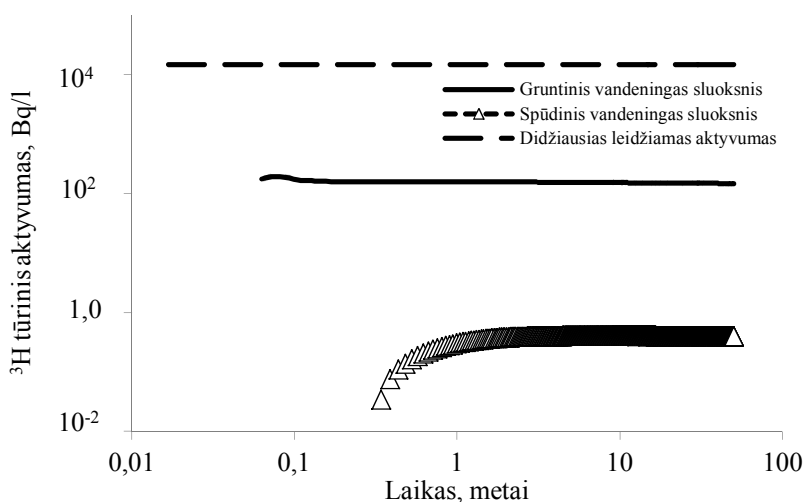
FEFLOW programa buvo modeliuota trijų radionuklidų ( $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$  ir  $^{137}\text{Cs}$ ) pernaša su požeminio vandens tėkmėmis. Radionuklidų sklaidos planuojamos AE aikštelėje analizei pasirinkti mobilūs, skirtingų fizikinių ir cheminių savybių radionuklidai. Tritis pasirinktas, kaip itin mobilus radionuklidas, kuris pirmas migruoja į aplinką iš reaktoriaus: jis lengvai patenka į aeracijos zoną ir migruoja su požeminiu vandeniu, priskiriamas prie nesorbuojamų radionuklidų (3.9 lentelė).  $^{137}\text{Cs}$  priskiriamas prie trumpaamžių radionuklidų, o  $^{14}\text{C}$  – prie ilgaamžių. Pagal sorbcines savybes  $^{14}\text{C}$  priskiriamas prie mažai sorbuojamų radionuklidų, o  $^{137}\text{Cs}$  – prie sorbuojamų (3.9 lentelė).

Modelis sudarytas remiantis prielaida, jog radionuklidų ( $^3\text{H}$ ;  $^{14}\text{C}$  ir  $^{137}\text{Cs}$ ) sklaida iš reaktoriaus vyksta nuolat (modeliavimo laikas 10–60 metų), o minėti radionuklidų aktyvumai patenka tiesiai į gruntinį vandenį, t. y. modelyje nėra įvertinti planuojamos AE inžinerinės konstrukcijos (pamatai ir kt.). Atstumas nuo hipotetinio reaktoriaus iki stebimojo gręžinio 60 m. Modeliavimui pasirinktas hipotetinis ABWR reaktoriaus tipas. Radionuklidų aktyvumo modelinės kaitos stebėjimui pasirinktas modelinis stebėjimo taškas, kuris yra gruntiniame (1–3 m gylyje) ir spūdiniam (4–27 m gylyje) vandeningame sluoksnyje. Įvertinta (3.9 lentelė), kad iš tokio tipo reaktoriaus normalios eksploatacijos metu maksimalus metinis išmetimas į vandenį yra  $2,22 \cdot 10^6$  MBq tricio, 5,92 MBq radioanglies, 329 MBq  $^{137}\text{Cs}$  (PöryEnergy Oy, Lietuvos energetikos institutas 2009). Įprastiniu atveju, minėti radionuklidų kiekiai kartu su vandeniu patenka per inžinerinius barjerus į išleidžiamą kanalą. Šiuo atveju buvo priimta, kad radionuklidai pateko tiesiai į aplinką (avarijos atveju). Pagal šiuos duomenis buvo apskaičiuoti radionuklidų srautai į aplinką (radionuklidų pradinis aktyvumas, 3.9 lentelė). Modelyje buvo priimta pastovaus radionuklidų išmetimo iš reaktoriaus sąlyga.

**3.9 lentelė.** Radionuklidų savybės (TATENA 2001)**Table 3.9.** Properties of radionuclides (Derivation 2001)

Radionuklidas	Pradinis aktyvumas (išmetimai į aplinką, MBq/m <sup>3</sup> )		Pusėjimo trukmė (T <sub>1/2</sub> ) metai	Skilimo konstanta λ, metai	Henry sorbcija		Pasiskirstymo koeficientas K <sub>d</sub> , m <sup>3</sup> /kg	
	Teori- nis	Modelinis			molinga aplinka	smėlinga aplinka	molinga aplinka	smėlinga aplinka
<sup>3</sup> H	2,2·10 <sup>6</sup>	3,41·10 <sup>5</sup>	12,4	5,6·10 <sup>-2</sup>	0	0	0	0
<sup>137</sup> Cs	329	50,5	30	2,3·10 <sup>-2</sup>	700	10 5	2	0,24
<sup>14</sup> C	5,9	0,9	5730	1,2·10 <sup>-4</sup>	2,3	10	0,001	0,005

\* pagal Pošyry Energy Oy, Lietuvos energetikos institutas (2009) duomenis



**3.47 pav.** Tričio tūrinio aktyvumo kaita gruntiniame ir spūdiniame vandeningame sluoksnyje planuojamos atominės elektrinės teritorijoje

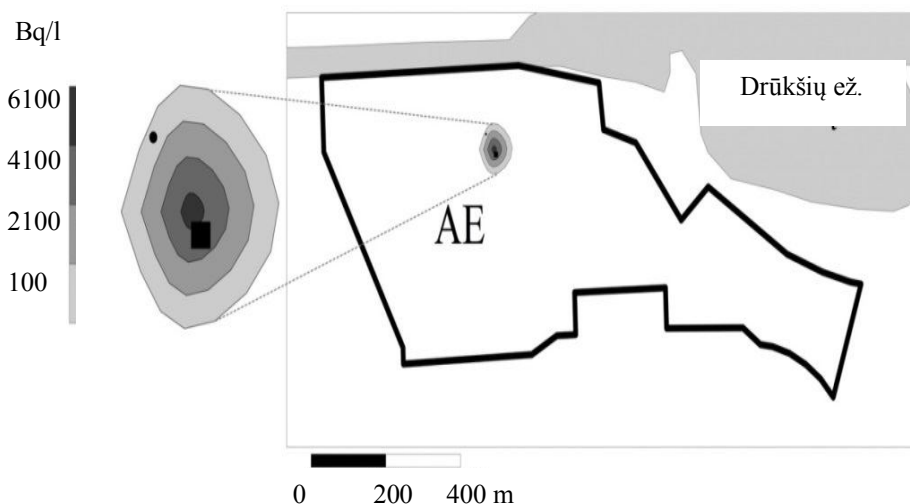
**Fig. 3.47.** Variation of tritium activity in groundwater and confined aquifer at planned nuclear power plant site

Modelyje naudota taršos šaltinio sąlyga, o tai sudaro  $3,41 \cdot 10^5$  Bq/m<sup>3</sup>/d tričio. Dėl didelio mobilumo tričio tūrinis aktyvumas nustatytas visą modeliuojamą laikotarpį (60 m, reaktoriaus eksploatacijos metu). Modelio

rezultatai rodo, kad tričio tūrinis aktyvumas prognozuojamas gruntiniame vandenyje po kelių dienų, o spūdiniam po mėnesio. Prognoziniai tričio aktyvumai stebėjimo taške sieks  $1,13 \cdot 10^3$  Bq/l (gruntiniame vandenyje) ir  $1,59 \cdot 10^{-1}$  Bq/l (spūdiniam vandeningame sluoksnyje) (3.47 pav.).

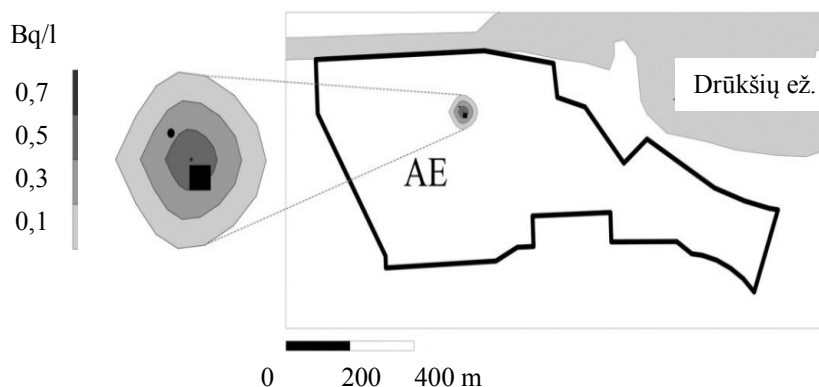
Sumodeliuota tričio sklaida po dešimties metų gruntiniame ir spūdiniam vandeningame horizonte pateikta 3.48 ir 3.49 paveiksluose. Nustatyta tričio aktyvumo foninė reikšmė gruntiniame vandenyje – 1,15 Bq/l, spūdiniam – 0,63 Bq/l (3.3 skyrius). 3.48 ir 3.49 paveiksluose foninė tričio reikšmė neįvertinta.

Didžiausias tričio tūrinis aktyvumas nustatytas gruntiniame vandenyje – iki  $6,1 \cdot 10^3$  Bq/l. Tokie tričio tūriniai aktyvumai nustatyti tik arti taršos židinio. Gruntiniame vandenyje tričio tūrinis aktyvumas po 10 metų stebimajame gręžinyje, 60 metrų atstumu nuo taršos židinio (reaktoriaus) sieks apie 100 Bq/l, spūdiniam vandeningame sluoksnyje iki 0,5 Bq/l. Didžiausias leidžiamas tričio tūrinis aktyvumas –  $1,5 \cdot 10^4$  Bq/l (Guidelines 2008).



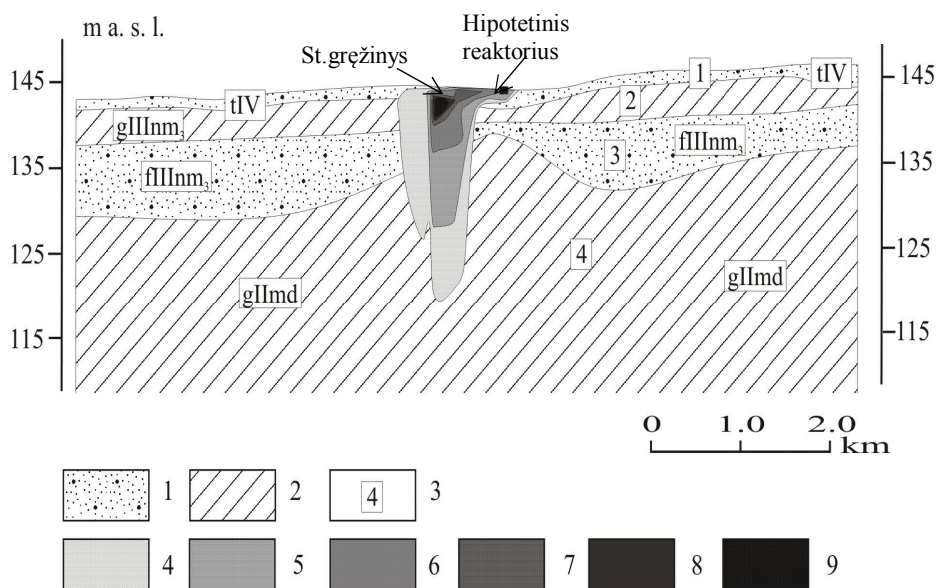
**3.48 pav.** Tričio sklaida po 10 metų planuojamos atominės elektrinės aikštelės gruntiniame vandeningame sluoksnyje, sumodeliuota FEFLOW kodu: kvadratas – taršos židinis (reaktorius); taškas – stebimasis taškas

**Fig. 3.48.** Modeled tritium distribution in groundwater after 10 years of reactor operation: square - pollution source (reactor); point represents the observation well



**3.49 pav.** Tričio sklaida po 10 metų planuojamos atominės elektrinės aikštelės spūdiniam vandeningame sluoksnyje, sumodeliuota FEFLOW kodu: kvadratas – taršos židinys (reaktorius); taškas – stebimasis taškas

**Fig. 3.49.** Modeled tritium distribution in confined aquifer after 10 years of reactor operation: square – pollution source (reactor); point represents the observation well



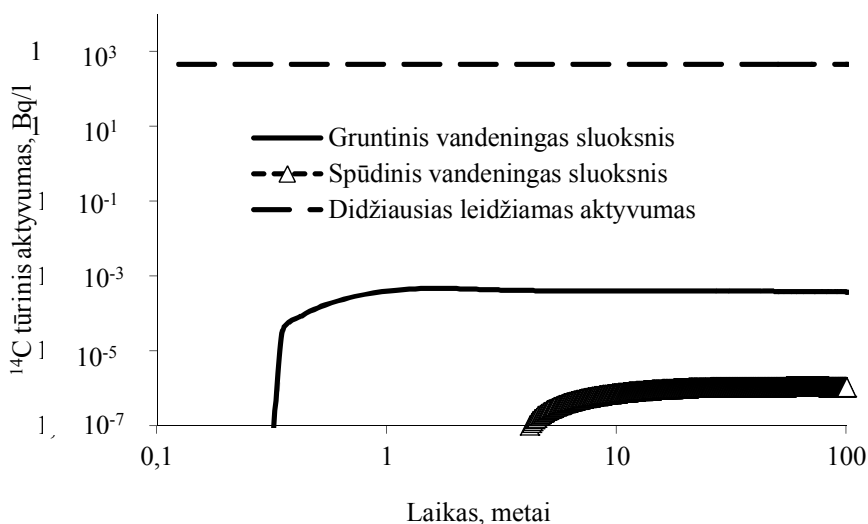
**3.50 pav.** Prognozuojama  $^3\text{H}$  sklaida po 10 metų (hidrogeologinis pjūvis, 3.40 pav.): 1 – vandeningas sluoksnis; 2 – vandensparos; 3 – modelio sluoksniai;  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas (Bq/l): 4 – 0,2–0,3; 5 – 0,3–0,4; 6 – 0,4–0,5; 7 – 0,5–0,6; 8 – 0,6–0,7; 9 – > 0,7

**Fig. 3.50.** Predicted contamination plume of  $^3\text{H}$  (cross-section line in Fig. 3.40) after 10 years: 1 – aquifers; 2 – till deposits; 3 – number of modelling layers; tritium activity (Bq/l): 4 – 0.2–0.3; 5 – 0.3–0.4; 6 – 0.4–0.5; 7 – 0.5–0.6; 8 – 0.6–0.7; 9 – > 0.7

Tyrimai parodė, kad didesni tričio aktyvumai prognozuojami gruntiniame vandeningame sluoksnyje lyginant su spūdinio, tai galėjo nulemti didesnė vandens lygių kaita gruntiniame vandenyje, kurią įtakoja šalia esantis kanalas bei Drūkšių ežeras (3.50 pav.).

$^{14}\text{C}$  aktyvumo gruntiniame ir spūdinio vandenyje kaita modeliuota stebimajame taške, kuris yra 60 metrų atstumu nuo hipotetinio reaktoriaus planuojamos AE teritorijoje. Radioanglies sklaida modeliuota 100 metų laikotarpiui nuo hipotetinio reaktoriaus veikimo pradžios (3.51 pav.). Modelyje naudota taršos šaltinio sąlyga, kuri sudaro  $50,5 \text{ Bq/m}^3/\text{d}$  radioanglies. Modeliuojamu laikotarpiu, didžiausi prognoziniai  $^{14}\text{C}$  aktyvumai sieks  $10^{-4} \text{ Bq/l}$  gruntiniame vandenyje ir  $10^{-6} \text{ Bq/l}$  spūdinio vandeningame sluoksnyje (3.51 pav.). Radioanglies mobilumas lemia sklaidą aplinkoje, todėl po ilgesnio laikotarpio radioanglis gali pasiekti artimiausius vandens telkinius, tačiau prognozuojami aktyvumai yra labai maži ir neviršija didžiausių leidžiamų aktyvumų ( $472 \text{ Bq/l}$ ).

Kompiuterine FEFLOW programa sumodeliuota radioanglies sklaida po dešimties metų gruntiniame ir spūdinio vandeningame horizonte pateikta 3.52 ir 3.53 paveiksluose. Foninė radioanglies reikšmė neįvertinta.

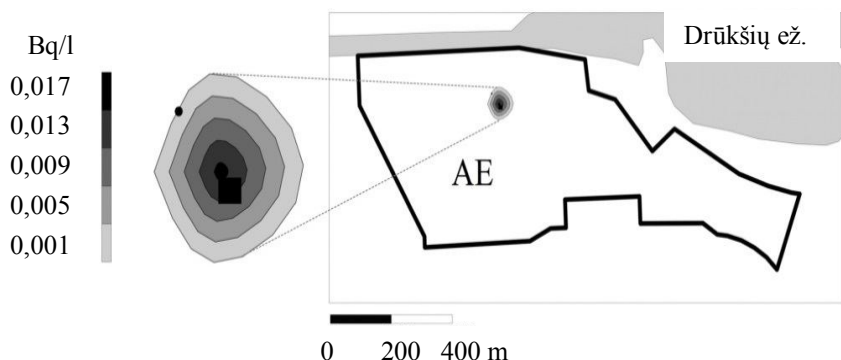


**3.51 pav.**  $^{14}\text{C}$  tūrinio aktyvumo kaita gruntiniame ir spūdinio vandeningame sluoksnyje planuojamos AE teritorijoje

**Fig. 3.51.** Variation of  $^{14}\text{C}$  in groundwater and confined aquifer at planned nuclear power plant site

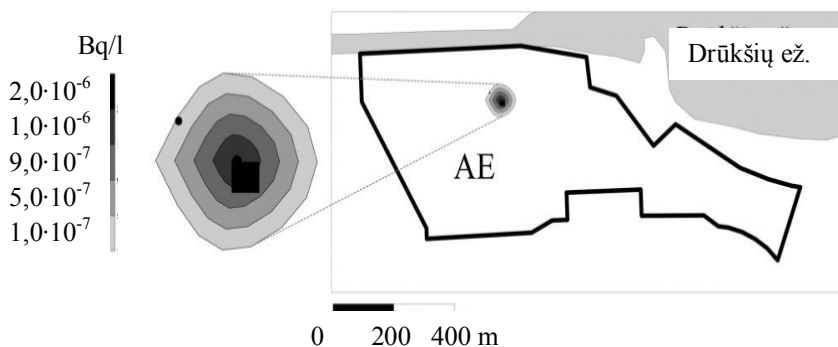


Didžiausias radioanglies tūrinis aktyvumas, kaip ir tričio atveju, nustatytas arti taršos židinio gruntiniame vandenyje – iki 0,017 Bq/l. Gruntiniame vandenyje radioanglies tūrinis aktyvumas po 10 metų stebimajame gręžinyje (60 metrų atstumas nuo taršos židinio) sieks apie 0,001 Bq/l, o spūdiniam vandeningame sluoksnyje apie  $1,5 \cdot 10^{-7}$  Bq/l. Tiek gruntiniame tiek spūdiniam vandeningame sluoksnyje didžiausias leidžiamas radioanglies, tūrinis aktyvumas nebus viršytas (0,5 Bq/l (Guidelines 2008)).



**3.52 pav.**  $^{14}\text{C}$  sklaida po 10 metų planuojamos AE aikštelės gruntiniame vandeningame sluoksnyje, sumodeliuota FEFLOW kodu: kvadratas – taršos židinis (reaktorius); taškas – stebimasis taškas

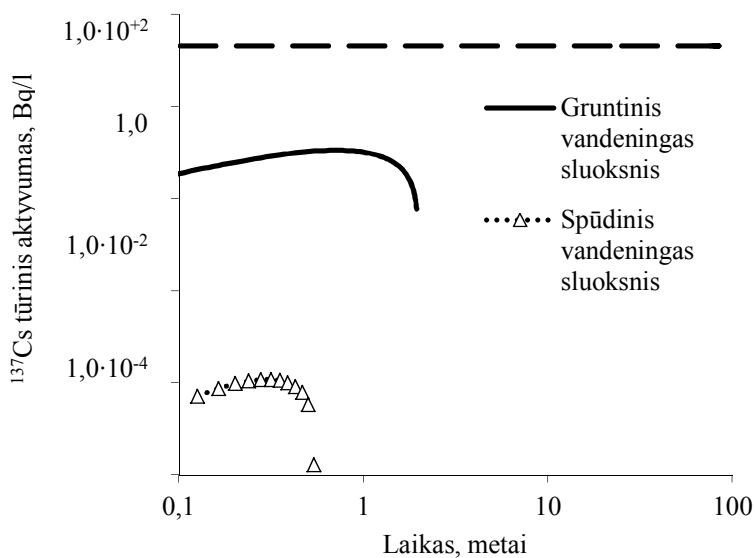
**Fig. 3.52.** Modeled  $^{14}\text{C}$  distribution in groundwater after 10 years of reactor operation: square - pollution source (reactor); point represents the observation well



**3.53 pav.**  $^{14}\text{C}$  sklaida po 10 metų planuojamos AE aikštelės spūdiniam vandeningame sluoksnyje, sumodeliuota FEFLOW kodu: kvadratas – taršos židinis (reaktorius); taškas – stebimasis taškas

**Fig. 3.53.** Modeled  $^{14}\text{C}$  distribution in confined aquifer after 10 years of reactor operation: square – pollution source (reactor); point represents the observation well

$^{137}\text{Cs}$  aktyvumo gruntiniame ir spūdiniam vandenyje kaita modeliuota stebimajame taške, 60 m laikotarpiui nuo hipotetinio reaktoriaus veikimo pradžios (3.53 pav.). Modelyje naudota taršos šaltinio sąlyga, kuri sudaro  $0,9 \text{ Bq/m}^3/\text{d}$  cezio. Daryta prielaida, kad toks  $^{137}\text{Cs}$  aktyvumas patenka tiesiai į aplinką, nuolat.  $^{137}\text{Cs}$  yra gerai uolienų dalelių sorbuojamas radionuklidas, todėl jo sklaida geologinėje aplinkoje yra lėta. Kaip matyti 3.53 paveiksle šio radionuklido sklaida pastebima tik pirmais metais. Tokius rezultatus galima paaiškinti dideliu filtracijos koeficientu, nedideliu išmetimo aktyvumu bei tai, kad radionuklidas priskiriamas prie sorbuojamų radionuklidų, todėl  $^{137}\text{Cs}$  niekur nenumigruoja.  $^{137}\text{Cs}$  tūrinis aktyvumas bus didesnis tik gruntiniame vandenyje, šalia hipotetinio reaktoriaus. Modeliuojamu laikotarpiu, šio radionuklido didžiausi prognoziniai tūriniai aktyvumai sieks  $10^{-1} \text{ Bq/l}$  (gruntiniame vandenyje) ir  $10^{-6} \text{ Bq/l}$  (spūdiniam vandeningame sluoksnyje) (3.54 pav.). Eksperimentu nustatyta, kad gruntiniame vandenyje radionuklidų aktyvumas gali būti net  $10^5$  kartus didesnis nei spūdiniam.

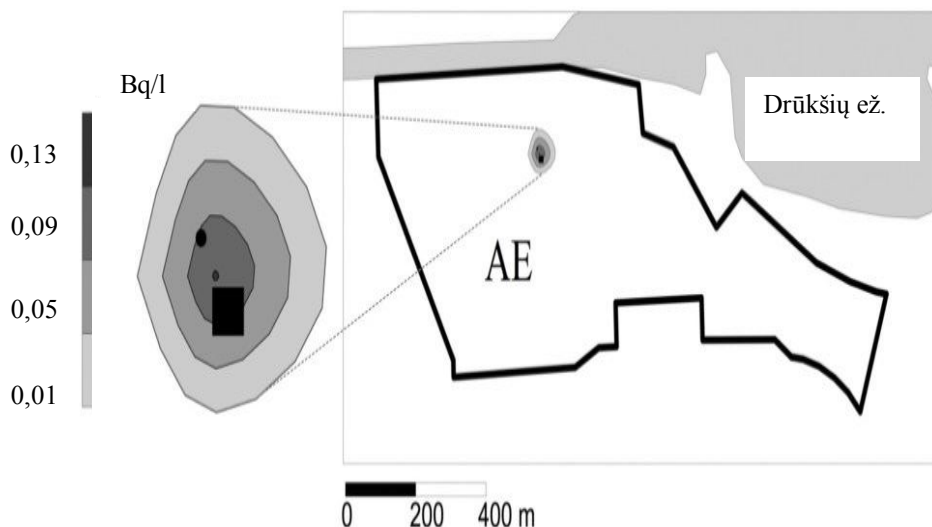


**3.54 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  tūrinio aktyvumo kaita 60 metų laikotarpiui gruntiniame ir spūdiniam vandeningame sluoksnyje planuojamos AE teritorijoje

**Fig. 3.54.** Variation of  $^{137}\text{Cs}$  in groundwater and confined aquifer at planned site during 60 year

Sumodeliuota  $^{137}\text{Cs}$  sklaida po 0,7 metų gruntiniame vandenyje pateikta 3.55 paveiksle. Foninė šio radionuklido reikšmė neįvertinta. Stebimajame

gręžinyje, didžiausias  $^{137}\text{C}$  tūrinis aktyvumas po 0,7 metų nustatytas 0,09 Bq/l, tad didžiausias šio radionuklido leidžiamas tūrinis aktyvumas nebus viršytas ( $2,1 \cdot 10^1$  Bq/l, Guidelines 2008).



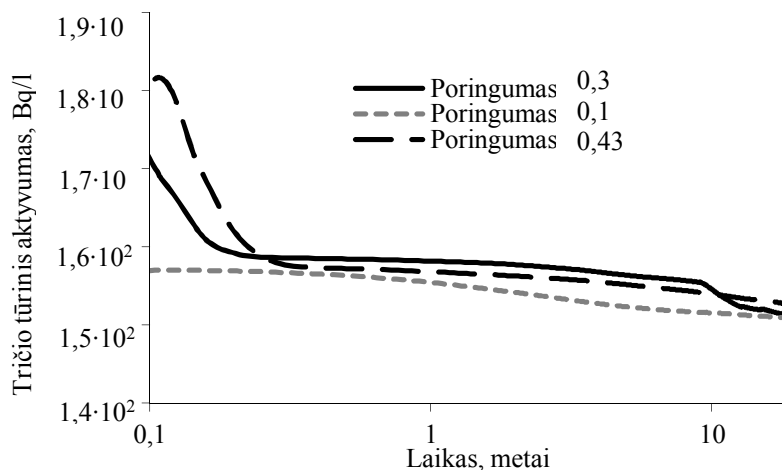
**3.55 pav.**  $^{137}\text{Cs}$  sklaida po 0,7 metų planuojamos AE aikštelės gruntiniame vandeningame sluoksnyje, sumodeliuota FEFLOW kodu: kvadratas – taršos židinis (reaktorius); taškas – stebimasis taškas

**Fig. 3.55.** Modeled  $^{137}\text{Cs}$  distribution in confined aquifer after 0,7 year of reactor exploitation: square - pollution source (reactor); point represents the observation well

Darbe atlikta tričio aktyvumo kaitos (gruntiniame vandeningame sluoksnyje), esant skirtingoms poringumo rodiklio vertėms analizė. Jai atlikti pasirinktos ribinės efektyvaus poringumo vertės, apskaičiuotos pagal indikatorinių eksperimentų rezultatus. Maksimalus išmatuotas efektyvus poringumo rodiklis naujos AE aikštelėje yra 0,43, minimalus – 0,1. Jautrumo analizės rezultatai rodo, kad šio rodiklio pokytis tričio sklaidos mastams tiek gruntiniame, tiek spūdiniam vandeningame sluoksnyje yra nežymus (3.56 ir 3.57 pav.).

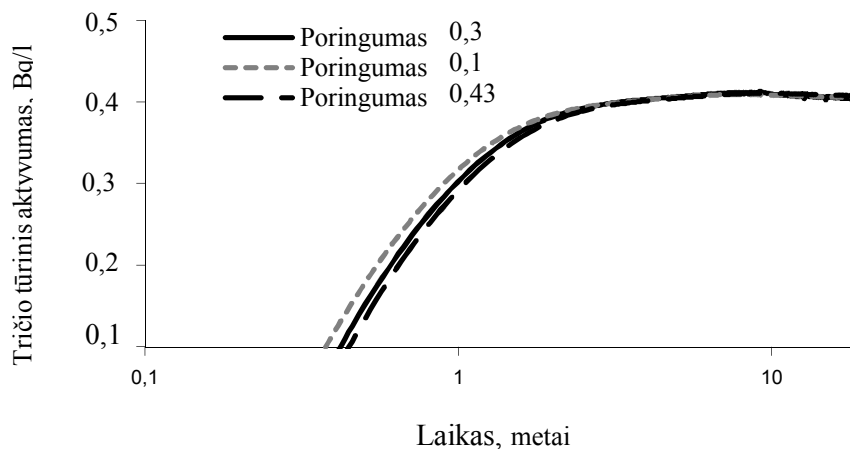
Analizuojant tričio aktyvumo sklaidos žemėlapius (3.56 ir 3.57 pav.), esant skirtingiems efektyvaus poringumo rodikliams (0,1, 0,3 ir 0,43), pastebėta, kad gruntiniame vandeningame sluoksnyje tričio tūrinis aktyvumas skiriasi tričio

nustatymo metu, vėliau tričio tūrinis aktyvumas suvienodėja. Didžiausias tričio tūrinis aktyvumas nustatytas pasirodymo metu, kai efektyvus grunto poringumas lygus 0,43.



**3.56 pav.** Tričio aktyvumo kaita gruntiniame vandeningame sluoksnyje, esant skirtingoms poringumo rodiklio vėrtėms

**Fig. 3.56.** Variation of tritium in groundwater considering different porosities



**3.57 pav.** Tričio aktyvumo kaita spūdiniam vandeningame sluoksnyje, esant skirtingoms poringumo rodiklio vėrtėms

**Fig. 3.57.** Variation of tritium in confined aquifer considering different porosities

Tričio sklaidos žemėlapiai, esant skirtingam efektyviajam poringumui (0,1 ir 0,43), pateikti 3.57, 3.58 paveiksluose. Iš pateiktų paveikslų matyti, kad tričio sklaida po 10 metų skirsis nežymiai. Didesni tričio aktyvumai pastebėti esant mažam grunto poringumui, tai galima paaiškinti mažesniu vandens prasiskiedimu.

Eksperimentai (išpumpavimo ir indikatorinis) buvo atlikti jautriausioje planuojamos AE teritorijos dalyje, t. y. šalia kanalo, Drūkšių ežero. Pasikeitus paviršinio vandens lygiui juntama tiesioginė įtaka požeminiam vandeniui, ypač gruntiniam vandeningam sluoksniui, todėl tikėtina, kad kitose planuojamos AE teritorijos dalyse požeminio vandens tėkmės greitis gali būti lėtesnis. Eksperimentinius ir prognozes radionuklidų ( $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{14}\text{C}$ ) sklaidos modeliavimo rezultatus reikalinga patikslinti, jei pasikeistų planuojamos AE aikštelės situacija (pvz., prieš AE statybas atlikus drenažo darbus). Norint nustatyti hidrogeologinius parametrus visoje planuojamos AE teritorijoje, eksperimentą su žymikliais reikia atlikti ilgesnės trukmės ir didesniame plote.

### 3.5. Trečiojo skyriaus išvados

1. Išpumpavimo ir indikatoriniu metodais nustatyta, kad pagrindinė tiriamojo požeminio vandens tekėjimo kryptis – ŠV, link Drūkšių ežero. Kompiuterine programa FEFLOW sumodeliuota radionuklidų sklaida patvirtino, kad didžiausia radionuklidų pernaša su požiminiu vandeniu į ŠV.
2. Indikatoriniu metodu nustatytas tiriamojo požeminio vandens tėkmės greitis skyrėsi maždaug 15 kartų nuo nustatyto bandomojo išpumpavimo būdu. Padaryta prielaida, kad tokius rezultatus nulėmė tai, kad bandomojo išpumpavimo eksperimentas buvo atliktas vasarą, eksperimento metu nelijo, o indikatorinis tyrimas buvo atliktas lietingu sezonu – rudenį, o tai rodo, kad padidėjus gruntinio vandens lygiui žymiklio pernašos greitis gali pasikeisti net iki 15 kartų.
3. Eksperimentu nustatytas efektyvus grunto poringumas kito 0,10–0,43 ribose, tai rodo, kad radionuklidų migracijos procesas su požiminiu vandeniu planuojamos AE teritorijoje yra sudėtingas dėl skirtingos to paties vandeningo sluoksnio litologinės sudėties.
4. Išmatuotas tričio tūrinis aktyvumas kito nuo 0,012 iki 1,8 Bq/l ir neviršijo didžiausių ribinių verčių (100 Bq/l), nustatytų Lietuvos higienos normose HN 24:2003 „Geriamojo vandens saugos ir kokybės reikalavimai“, o tai rodo, kad planuojamoje AE aikštelėje išmatuotas  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas požeminiame vandenyje yra gamtinės kilmės ir

- neužterštas dirbtinės kilmės tričiu, kuris galėjo susidaryti iš anksčiau veikusios Ignalinos AE veiklos.
5. Statybiniame lauze nustatyti gamtinės ir dirbtinės kilmės radionuklidai, kurių turiniai aktyvumai kito:  $^{40}\text{K}$  nuo 350 iki 500 Bq/kg,  $^{226}\text{Ra}$  nuo 13 iki 14,5 Bq/kg ir  $^{232}\text{Th}$  nuo 2 iki 3 Bq/kg.  $^{137}\text{Cs}$  savitasis aktyvumas visuose bandiniuose nustatytas – žemiau prietaiso aptikimo ribos. Tyrimų rezultatai rodo, kad radionuklidai, esantys statybiniame lauze bendrai radionuklidų sklaidai planuojamos AE aikštelės teritorijoje ir aplinkos radioekologinei būklei įtakos neturi. Nustatyti statybiniame lauze radionuklidų aktyvumai yra artimi išmatuotiems aktyvumams statybinėse medžiagose Lietuvoje ir kitose pasaulio šalyse.
  6. FEFLOW kompiuterine modeliavimo programa nustatyta, kad po 10 metų nuo reaktoriaus eksploatacijos pradžios prognozuojami didžiausi tričio aktyvumai stebimajame gręžinyje, kuris yra nutolęs 60 m atstumu nuo taršos židinio, gruntiniame vandenyje sieks 100 Bq/l ir spūdiniam vandeningame sluoksnyje 0,5 Bq/l (didžiausias leidžiamas aktyvumas –  $1,5 \cdot 10^4$  Bq/l). Tuo pačiu laikotarpiu nustatytas didžiausias  $^{14}\text{C}$  turinis aktyvumas sieks 0,001 Bq/l gruntiniame vandenyje, spūdiniam –  $1,5 \cdot 10^{-7}$  Bq/l (didžiausias leidžiamas aktyvumas – 472 Bq/l). Didžiausias  $^{137}\text{Cs}$  turinis aktyvumas sieks 0,1 Bq/l gruntiniame vandenyje, o spūdiniam –  $1,0 \cdot 10^{-6}$  Bq/l po 10 metų (didžiausias leidžiamas turinis aktyvumas – 21 Bq/l).
  7. Jautrumo analizės rezultatai rodo, kad efektyvaus poringumo rodiklio pokytis tričio sklaidos mastams tiek gruntiniame, tiek spūdiniam vandeningame sluoksnyje yra nežymus.

---

# Bendrosios išvados

## Bendrosios išvados

1. Išanalizavus mokslinę literatūrą, nustatyta, kad didžiausią įtaką radionuklidų migracijai požeminiu vandeniu turi radionuklidų skilimo konstanta, sorbcijos koeficientas bei grunto filtracijos koeficientas.
2. Atlikus literatūrinę analizę pastebėta, kad daugelyje šalių (Šveicarija, Vokietija, JAV ir kt.) naudojamas indikatorinis metodas, kuriuo nustatomi hidrogeologiniai parametrai *in situ*, nesuardant uolienų struktūros bei nepažeidžiant natūralios geologinės aplinkos, o tai nulemia tikslesnius eksperimentinius rezultatus. Branduolinių objektų aplinkoje – tai nauja sritis, todėl darbe pasirinkta hidrogeologinius parametrus planuojamos AE aikštelėje nustatyti indikatoriniu metodu.
3. Nustatyta, kad fluorescuojanti medžiaga (uraninas) ir druska (NaBr) yra tinkami žymikliai atliekant eksperimentinius indikatorinius tyrimus požeminiame vandenyje, kadangi žymikliai yra netoksiški aplinkai, lengvai išmatuojami, nebrangūs. Požeminiame vandenyje vykstantys cheminiai ir fiziniai procesai nedaro reikšmingos įtakos eksperimento rezultatams.
4. Tyrimais (išpumpavimo ir indikatoriniu) ir modeliavimu nustatyta vienoda vandens tėkmių pernaša, todėl galima teigti, kad abu tyrimai ir modeliavimo programa tinkami radionuklidų ir vandens tėkmių pernašai prognozuoti.

Didžiausia radionuklidų pernaša požeminiu vandeniu planuojamos AE teritorijoje prognozuojama ŠV kryptimi, mažesnė ŠR kryptimi, link Drukšių ežero.

5. Modeliavimo programa CXTFIT iki 20 metrų gylio vandeningame sluoksnyje nustatytas vidutinis dispersijos koeficientas  $2,85 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2/\text{d}$  parodo didelius vandens tėkmių greičius, o nustatytas indikatoriniu metodu efektyvus grunto poringumas (0,10–0,43) parodo nevienodą granulimetrinę sudėtį tame pačiame vandeningame sluoksnyje.
6. Tiriant tričio koncentracijos priklausomybę nuo absoliutinio vandens lygio pastebėta, kad krintant gruntinio vandens lygiui sumažėja ir  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas, tai reiškia, kad krituliams patekus į gruntinius vandenį padidėja ir  $^3\text{H}$  tūrinis aktyvumas. Lyginant  $^3\text{H}$  koncentracijas krituliuose ir gruntiniame vandenyje nustatyta, kad svyravimų amplitudė labai nedidelė (0,2 %, vidurkis apie 1,18 Bq/l), vasaros laikotarpiu būdingos šiek tiek didesnės (0,7 %)  $^3\text{H}$  koncentracijos (iki 1,42 Bq/l).
7. Statybiniame lauke (iki 10 m gylio) likusio iš IAE veiklos, nustatyti gamtinės ir dirbtinės kilmės radionuklidų savitieji aktyvumai neturi neigiamos įtakos planuojamos AE aikštelės radioekologinei būklei. Todėl statant AE nėra būtina jo pašalinti iš planuojamos AE aikštelės.
8. Modeliuojant radionuklidų ( $^{14}\text{C}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) sklaidą planuojamos AE aikštelėje nustatyta, kad didžiausi prognoziniai aktyvumai po 10 metų  $^3\text{H}$  sieks 100 Bq/l gruntiniame vandenyje ir 0,5 Bq/l spūdiname. Prognozinis  $^{14}\text{C}$  aktyvumas mažesnis apie  $10^3$  kartų už prognozinį  $^3\text{H}$  aktyvumą, o  $^{137}\text{Cs}$  aktyvumai aptinkami tik pėdsakai. Gruntiniame vandenyje radionuklidų aktyvumas gali būti net  $10^5$  kartus didesnis nei spūdiname.

## Rekomendacija

Eksperimento metu nustatytus hidrogeologinius parametrus bei modeliavimo rezultatus (požeminio vandens tėkmių kryptį ir greitį, aplinkos dispersiškumą, efektyvų grunto poringumą, prognozuojamą radionuklidų sklaidą planuojamos AE teritorijoje), siūloma panaudoti sprendžiant branduolinės saugos ir galimų avarių uždavinius.



---

## Literatūra ir šaltiniai

Ademola, J. A.; Oguneletu, P. O. 2005. Radionuclide content of concrete building blocks and radiation dose rates in some dwellings in Ibadan, Nigeria. *Journal of Environmental Radioactivity* 81(1): 107–113.

Alexander, E.C. J.; Quinlan, J. F. 1992. *Practical tracing of groundwater with emphasis on karst terranes, 2nd edition*. Short course manual. Geological Society of America, Cincinnati, Ohio, 38 p.

Alexander, M.; Berg, S. J.; Illman, W. A. 2010. Field Study of Hydrogeologic Characterization Methods in a Heterogeneous Aquifer. *Groundwater* 49(3): 365–382. doi: 10.1111/j.1745-6584.2010.00729.x

Aliončik, J.; Pliopaitė, I.; Butkus, D. 2010. Radionuklidų pasiskirstymas Ignalinos AE Stabatiškės aikštlės dirvožemyje. *Mokslas – Lietuvos ateitis* 2 (5): 9–16.

Almenas, K.; Kaliatka, A.; Ušpuras, E. 1998. *Ignalina RBMK-1500*. A Source Book. Extended and Updated Version. Kaunas: Lithuanian Energy Institute.

Andričević, R.; Daniels, J. I.; Jacobson, R. L. Radionuclide migration using a travel time transport approach and its application in risk analysis. *Journal of Hydrology* 163(1–2): 125–145.

Aycik, G. A.; Erkan, A. 1997. Radioactivity measurement of coals and ashes from coal fired power plants in the Southwestern part of Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity* 35: 23–35.

Appelo, C. A. J.; Postma, D. 2007. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. 2nd edition, CRC Press, Boca Raton. 649 p.

Applied Scientific Engineering Geological Investigations for Construction of New nuclear Power Plant at State Enterprise Ignalina Nuclear Power Plant Site. 2006. *The second state of investigations (Verification Stage), Report*. Kaunas: Hidroprojektas. 126 p.

Avery, S. T. 1996. Fate of caesium in the environment: distribution between the abiotic and biotic components of aquatic and terrestrial ecosystem, *Journal of Environmental Radioactivity* 30: 139–171.

Auckenthaler, A.; Raso, G.; Huguenberger, P. 2002. Particle transport in a karst aquifer: natural and artificial tracer experiments with bacteria, bacteriophages and microspheres. *Water Science and Technology* 46(3): 131–138.

Avwiri, G. O.; Tchokossa, P.; Mokobia, C. E. 2007. Natural radionuclides in borehole water in Port Harcourt, Rivers, *Radiat Prot Dosimetry* 123(4): 509–514.

Bandeira, J. V.; Mingote, R. M.; Baptista, M. B.; Oliveira, D. M.; Lima, F. P. 2008. The use of tritium content as an indicator of the groundwater contamination by sanitary landfills leachates in the region of Belo Horizonte City, Brazil. *Water Science Technology* 57(12): 1915–1920. doi: 10.2166/wst.2008.266.

Beinaravičius, R. 2005. *Dirvožemio ilgalaikės užtaršos radionuklidais kaitos tyrimas ir prognozė pagal jų kaupimąsi medžių segmentuose*. Daktaro disertacija. Vilniaus Gedimino technikos universitetas. Vilnius: Technika. 132 p.

Benischke, R.; Goldscheider, N.; Smart, Ch. 2007. Tracer techniques. Methods in Karst Hydrogeology. *International Contributions to Hydrogeology* 26: 147–170.

Bowman, R. S.; Gibbens, J. F. 1992. Difluorobenzoates as Nonreactive tracers in Soil and Groundwater. *Ground Water* 30(1): 8–4.

Bumelis, V. A. 2002. *Rekombinantinių baltymų charakterizavimas kokybės kontrolės metodais*. Biofarmacija 2. Informacijos leidinys. Vilnius: Žiburio.

Butkus, D.; Beinaravičius, R.; Konstantinova, M. 2004. Radionuklidų kaupimosi medžiuose įvertinimas, *Sveikatos mokslai* 2: 12–15.

Butkus, D.; Konstantinova, M. 2005. Studies of  $^{137}\text{Cs}$  transfer in soil – fern system, *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 13(3): 97–102.

Butkus, D.; Gaponovienė, K. Ž. 2006. Lygiavertės dozės galios pažemio ore šalia Lietuvos magistralių matavimo ir modeliavimo rezultatai. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* XIV(1): 3–9.

Butkus D.; Krenevičius R.; Morkūnas G.; Kandrotas G.; Korkutis P. 1996. *Užteršimo  $^{137}\text{Cs}$  tyrimai Lietuvos teritorijoje*. Lietuvos užterštumas radionuklidais ir jo pasekmės. Vilnius. 17–23.

Butkus, D.; Beinaravičius, R.; Narmontas, A. 2002. Radionuklidų migracija sistemoje „dirva – medis“, *Aplinkos inžinerija* 3: 16–24.

Büke, T.; Köne, A. Ç. 2010. Valuing Health Effects of Natural Radionuclides Releases from Yatagan Power Plant, *Energy and Power Engineering* 2(1): 46–52.

Cadini, F.; Avram, D.; Zio, E.; Luce, A.; Taglioni, A. 2010. Preliminary evaluation of a radioactive waste repository safety performance by a Monte Carlo simulation – based reliability model, *Kerntechnik* 75: 316–321.

Calder, I. R. 1992. Deuterium tracing for the estimation of transpiration from trees Part 2 Estimation of transpiration rates and transpiration parameters using a time-averaged deuterium tracing method, *Journal of Hydrology* 130: 27–35.

CANBERRA: Edition Ten Product Catalog. United States. 2011. 262 p.

Capó, J. F.; Suñé, E. V.; Carrera, J.; Hermis, I. 2012. Groundwater characterization of a heterogeneous granitic rock massif for shallow tunnelling, *Geologica Acta: an international earth science journal* 10 (4): 395–408.

Carter, R. C.; Kaufman, W. J.; Orlob, G. T.; Todd, D. K. 1959: Helium as a groundwater tracer, *Journal of Geophysical Research* 64 (12): 2433–2439.

Chad-Umoren, Y. E.; Briggs-Kamara, M. A. 2010. Environmental ionizing radiation distribution in Rivers State, Nigeria, *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management* 18(2): 154–161.

Central laboratory for radiological protection, Dozimetry department, Warszawa, Poland. [Žiūrėta 2012-01-11]. Prieiga per internetą: <http://www.clor.waw.pl/Z-2/Eng-Building.htm>

Chino, M.; Nakayama, H.; Nagai, H.; Terada, H.; Katata, G.; Yamazawa, H. 2011. Preliminary estimation of release amounts of <sup>131</sup>I and <sup>137</sup>Cs accidentally discharged from the Fukušima Daiichi nuclear power plant into the atmosphere, *Journal of Nuclear Science and Technology* 48: 1129–1134.

Construction and decoration materials used in moscow region radioactivity database. [Žiūrėta 2012-04-14]. Prieiga per internetą: <http://www.radiation.ru/eng/project/Bbase.htm>

Chuang, M. H.; Huang, C. S.; Li, G. H.; Yeh, H. D. 2010. Groundwater fluctuations in heterogeneous coastal leaky aquifer systems, *Hydrology and Earth System Sciences* 14: 1819–1826. doi:10.5194/hess-14-1819-2010

Clavensjo, B.; Akerblom, G.; Morkūnas, G. 2000. *Radonas patalpose*. Jo kiekio mažinimo būdai. Vilnius: Lj „Kriventa“. 126 p.

Cook, P. G.; Herczeg, A. L. 2000. *Environmental tracers in surficial hydrology*. Boston: Kluwer Academic Publishers. 529 p.

Coppy, N. K.; Findikakis, A. N. 2004. Stochastic analysis of pumping test drawdown data in heterogeneous geologic formations, *Journal of Hydraulic Research* 42(1): 59–67. doi:10.1080/00221680409500048

Dahan, O.; Ronen, Z. 2001. Analytical Procedure for Simultaneous Use of Seven Fluorobenzoates in Multitracer Tests, *Ground Water* 39(3): 366–370.

Davis, S. N.; Campbell, D. J.; Bentley, H. W.; Flynn, T. J. 1985. *Groundwater tracers*. National Ground Water Association. Westerville, OH. 200 p.

Delgado-Rodríguez, O.; Peinado-Guevara, H. J.; Green-Ruiz, C. R.; Herrera-Barrientos, J.; Shevnev, V. Determination of hydraulic conductivity and fines content in soils near an unlined irrigation canal in Guasave, Sinaloa, Mexico, *Journal of Soil Science and Plant Nutrition* 2011 11(3): 13–31.

Diaw, M.; Faye, S.; Stichler, W.; Maloszewski, P. 2012. Isotopic and geochemical characteristics of groundwater in the Senegal River delta aquifer: implication of recharge and flow regime, *Environment and Earth Sciences* 66(4): 1011–1020.

Diédhiou, M.; Faye, S. C.; Diouf, O. C.; Faye, S.; Faye, A.; Re, V.; Wohnlich, S.; Wisotzky, F.; Schulte, U.; Maloszewski, P. 2012. Tracing groundwater Nitrate Sources in the Dakar suburban Area: an Isotopic Multi-tracer Approach, *Hydrological Processes* 26: 760–770.

Dienert, F. 1913. Re'marques au sujet des expériences avec la fluoré'sceine, *CR Academic Sciences* 157: 660–661.

Drew, D. I.; Smith, D. I. 1969. Techniques for the tracing of subterranean drainage, *British Geomorphological Research Group Technical Bulletin* 2: 1–36.

Einsiedl, F. 2005. Flow system dynamics and water storage of a fissured-porous karst aquifer characterized by artificial and environmental tracers, *Journal of Hydrology* 312 (1–4): 312–321.

Einsiedl, F.; Maloszewski, P. 2005. Tracer tests in fractured rocks with a new fluorescent dye- pyrene-1,3,6,8-tetra sulphonic acid (PTS), *Hydrological Sciences Journal* 50: 543–554.

Einsiedl, F.; Maloszewski, P.; Stichler, W. 2005. Estimation of denitrification potential in a karst spring using the isotopes of  $^{15}\text{N}$  and  $^{18}\text{O}$ , *Biogeochemistry* 72 (1): 67–86.

Extent of environmental contamination by naturally occurring radioactive material (NORM) and technological options for mitigation. 2003. Technical Report. Vienna: IAEA, 15–208.

Field, M. S. 2003. A review of some tracer-test design equations for tracer-mass estimation and sample-collection frequency, *Environmental Geology* 43: 867–881.

Flores, O. B.; Estrada, A. M.; Suárez, R. R.; Zerquera, J. T.; Hernández Pérez, A. 2008. Natural radionuclide content in building materials and gamma dose rate in dwellings in Cuba, *Journal of Environmental Radioactivity* 99 (12): 34–37.

Flury, M.; Wai, N. N. 2003. Dyes as tracers for vadose zone hydrology, *Reviews of Geophysics* 41(1): 2–37. doi:10.1029/2001RG000109.

Forrer, I.; Papritz, A.; Kastel, R.; Flühler, H.; Luca, D. 2000. Quantifying dye tracers in soil profiles by image processing, *European Journal of Soil Sciences* 51: 313–322.

Freiser H.; Nancollas G. H. 1987. *IUPAC Compendium of Analytical Nomenclature*. 2nd ed., Blackwell Scientific Publications. Oxford. 83 p.

Fried, J. J.; Ungemach, P. 1971. Determination in situ du coefficient de dispersion longitudinale d'un milieu poreux naturel, *Academic Science* 2(272): 1327–1329.

*Fukušima Daiichi report*. 2011. Viena: IAEA. 146 p.

Gascoyne, M.; Schwarcz, H. P. 2010. On the theory of tracer experiments in fissured rocks with a porous matrix, On the theory of tracer experiments in fissured rocks with a porous matrix, P. Małoszewski, A. Zuber Adsorption models of  $^{137}\text{Cs}$  radionuclide and Sr (II) on some Egyptian soils, *Journal of Environmental Radioactivity* 101(4): 297–303.

Gaspar, E.; Onesscu, M. 1972. *Radioactive Tracers in Hydrology*. Developments in Hydrology. New York. 342 p.

Gelhar, L. V.; Welty, C.; Rehfeldt, K. R. 1992. A Critical Review of Data on Field-Scale Dispersion in Aquifers, *Water Resources Research* 28(7): 1955–1974.

Gokhale, B.; Leung, S. 2010. Groundwater Radon-222 Concentrations in Antelope Creek, Idaho: Measurement and Interpolation, *The Open Environmental & Biological Monitoring Journal* 3: 12–20.

Gospodaric, R.; Habic, P. 1977. Underground Water Tracing, Investigation in Slovenia 1972–1975, in *Proc. of the 3<sup>rd</sup> International Symposium of Underground Water Tracing, Ljubljana-Bled, Yugoslavia, 1976*. Ljubljana: Institute for Karst Research. 309 p.

Grigaliūnienė, D.; Poškas, P. 2001. Radionuklidų migracijos iš RADON tipo radioaktyviųjų atliekų kapinyno geosferoje ir biosferoje įvertinimas, *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba* 3(17): 27–34.

Grigaliūnienė, D.; Ragaišis V., Poškas, P. 1999. Radionuklidų migracija iš Maišiagalos radioaktyviųjų atliekų saugyklos į gruntinius vandenį, *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba* 3(10): 4–11.

Grigaliūnienė, D., Poškas P. 1999. Radionuklidų migracijos iš RADON tipo radioaktyviųjų atliekų kapinyno geosferoje ir biosferoje įvertinimas, *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba* 3(17): 23–34.

Grinyer, G. F.; Svensson C. E.; Brown, B. A. 2010. Extraction of Vud from superallowed Fermi decay by the Wilkinson techniques. Nuclear Instruments and Methods in Physics Research Section A: Accelerators, Spectrometers, *Detectors and Associated Equipment* 622(1): 236–245.

Göppert, N.; Goldscheider, N. 2008. Solute and Colloid Transport in Karst Conduits under Low- High-Flow Conditions, *Groundwater* 46(1): 61–68.

Hansson, M.; Rääf, C. L. 2011. Visualisation and quantification of lung content of radionuclides associated with nuclear and radiological emergencies, *Radiation Protection Dosimetry* 145(4): 341–350.

Hall, S. H.; Luttrell, S. P.; Cronin, W. E. 1991. A method for estimating effective porosity and ground-water velocity. *Ground Water* 29: 171–174.

Harbaugh, A. W.; Banta, E. R.; Hill, M. C.; McDonald, M. G. 2000. *MODFLOW-2000, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model – User Guide to Modularization Concepts and the Ground-Water Flow Process*. U. S. Geological Survey Open-File Report 00-92. Reston, VA. 121 p.

Harbaugh, A. W. 2005. *The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Flow Process*. Geological Survey Techniques and Methods 6 – A16. Reston, Virginia.

Harb, S.; Kamel, A.; El-Mageed, A.; Abbady, A.; Rashed, W. 2014. Radioactivity Levels and Soil-to-Plant Transfer Factor of Natural Radionuclides from Protectorate Area in Aswan, Egypt, *World Journal of Nuclear Science and Technology* 4(1): 7–15. doi:10.4236/wjnst.2014.41002.

Hu, Q.; Weng, J.; Wang, J. 2008. Sources of anthropogenic radionuclides in the environment: a review, *Journal of Environmental Radioactivity* 8: 1–12.

Hu, Q.; Weng, J.; Wang, J. 2010. Sources of anthropogenic radionuclides in the environment: a review, *Journal of Environmental Radioactivity* 101(6): 426–437.

Hu, Q.; Moran, J. E. 2005 Simultaneous analyses and applications of multiple fluorobenzoate and halide tracers in hydrologic studies. *Hydrological Processes* 19(14): 2671–2687.

Higgy, R. H.; Tahawy, R.; Abdel-Fattah, M. S.; Al-Akabawy, A. T. 2000. Radionuclide content of building materials and associated gamma dose rates in Egyptian dwellings, *Journal of Environmental Radioactivity* 50(3): 253–261.

Hoehn, E.; Sanschi, P. H. 1987. Interpretation of tracer displacement during infiltration of river water to groundwater, *Water Resource Research* 23(4): 633–640.

Hoffmann, R.; Dietrich, P. 2004. Geoelektrische Messungen zur Bestimmung von Grund- wasserfließrichtungen und – geschwindigkeiten, *Grundwasser* 3 (24): 194–203.

Hötzl, H.; Käss, W.; Reichert, B. 1991. Application of microbial tracers in groundwater studies, *Water Science and Technology* 24(2): 295–300.

*IAE kietųjų radioaktyviųjų atliekų saugyklų saugos analizės ataskaita*. 2003. Final Supplementary Report to SAR T12/13. Finland: SKB International Consultants AB.

*IAE ataskaita IIToom-0545-15*. 2008. Ignalina: IAE Darbų saugos skyrius. 15 p.

Isaksson, M.; Erlandsson, B. 1998. Models for the vertical migration of  $^{137}\text{Cs}$  in the ground – a field study, *Journal of Environmental Radioactivity* 41(2): 163–182.

Jakimavičiūtė V.; Mažeika J.; Petrošius R.; Zuzevičius A. 1999. Ignalinos AE radioaktyviųjų atliekų saugyklos ilgalaikės įtakos natūraliems vandenims įvertinimas, *Geologija* 28: 78–92.

Jakimavičiūtė-Maseliene V. 2007. Safety assessment of the low and intermediate level radioactive waste near-surface repository for Stabatiškė site (Lithuania), *Lithuanian Journal of Physics*. 47(4): 503-512.

Jankūnaitė D. 2001. *Technogeninių radionuklidų fizinių cheminių savybių ir migracijos aplinkoje tyrimas*. Daktaro disertacija. Kauno technologijos universitetas. Kaunas: Technologija. 103 p.

Jaynes, D. B. 1994. Evaluation of Fluorobenzoate Tracers in Surface Soils, *Ground Water* 32(4): 532–538.

Jing, C; Naureen, M; Rahman, Ibrahim Abu Atiya. 2010. Radon exhalation from building materials for decorative use, *Journal of Environmental Radioactivity* 101(4): 317–322.

Jonsson, K., Johansson, H., Wörmann, A. 2004. Sorption Behavior and Long-Term Retention of Reactive Solutes in the Hyporheic Zone of Streams, *Journal of Environmental Engineering* 130 (5): 573–584.

Yığıtoğlu, I.; Öner, F.; Yalim, H. A.; Akkurt, A.; Okur, A.; Özkan, A. 2010. Radon concentrations in water in the region of Tokat city in Turkey, *Radiation Protection Dosimetry*: 142(2–4): 358–362.

John, E.; Hoeve, T.; Jacobson, M. Z. 2012. Worldwide health effects of the Fukušima Daiichi nuclear accident, *Energy and Environmental Science* 5: 8743–8757.

John P.; Christodouleas, M. D.; Robert D.; Forrest, C. H. P.; Christopher G.; Ainsley, Ph.D.; Zelig Tochner, M.D.; Stephen M. Hahn, M.D.; Eli Glatstein, M.D. 2011. Short-term and long-term health risks of nuclear-power-plant accidents, *The New England Journal of Medicine* 364: 2334–2341.

Juhler, R. K.; Mortensen, A. P. 2002. Analysing fluorobenzoate tracers in groundwater samples using liquid chromatography-tandem mass spectrometry. A tool for leaching studies and hydrology, *Journal of Chromatography* 957: 11–16.

Kato, H.; Onda, Yuichi.; Teramag, M. 2012. Depth distribution of  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ , and  $^{131}\text{I}$  in soil profile after Fukušima Dai-ichi Nuclear Power Plant Accident, *Journal of Environmental Radioactivity* 111: 59–64. doi:10.1016/j.jenvrad.2011.10.003.

Khan, H. M.; Ismail, M.; Khan, K.; Akhter, P. 2011. Measurement of Radionuclides and Gamma-Ray Dose Rate in Soil and Transfer of Radionuclides from Soil to Vegetation, Vegetable of Some Northern Area of Pakistan Using  $\gamma$ -Ray Spectrometry, *Water, Air, & Soil Pollution* 219(1–4): 129–142.

Kabal, Z. J. 2010. The dipole flow test: A new single-borehole test for aquifer characterization, *Water Resources Research* 29(1): 99–107. doi:10.1029/92WR01820

Kalma, S. J.; Thorburn, P. J.; Dunn, G.M. 1998. A comparison of heat pulse and deuterium tracing techniques for estimating sap flow in Eucalyptus grandis trees, *Tree Physiology* 18: 697–705.

Käss, W. 1998. *Tracing technique in geohydrology*. Rotterdam, Balkema. 581 p.

Käss, W. 1994. Hydrological tracing practice on underground contaminations, *Environmental Geology* 23: 23–29.

Käss, W. 1982. Fluoreszierende Sporen als Markierungsmittel. Beiträge zur Geologie der Schweiz. *Hydrologie* 28(2): 131–134.

Kilpatrick, F. A.; Cobb, E. D. 1985. Measurement of discharge using tracers. Techniques of Water- Resources Investigations of the United States Geological Survey, Book 3, Chapter A16. U.S. Geological Survey, Denver.

Kersting, A. B.; Efur, D. W.; Finnegan, D. L.; Rokop, D. J.; Smith, D. K.; Thompson, J. L. 1998. Migration of plutonium in ground water at the Nevada Test Site. *Nature* 397: 56–59.

Kilpatrick, F.A. 1993. *Simulation of soluble waste transport and buildup in surface waters using tracers*. Techniques of Water-Resources Investigations of the U.S. Geological Survey, Book 3, Chapter A20. U.S. Geological Survey, Denver.

Kleinschmidt, R.; Black, J.; Akber, R. 2011. Mapping radioactivity in groundwater to identify elevated exposure in remote and rural communities. *Journal of Environmental Radioactivity* 102(3): 235–243.

Klimas, A. 2006. *Vandens kokybė Lietuvos vandenvietėse*. Pokyčių studija. Vilnius: LVTA.

Klizas P. 2006. Henry Darcy – požeminio vandens dinamikos mokslo pradininkas. *Geologijos akiračiai* 2: 74–78.

Kocar, C.; Sökmen., C. N. 2009. A model for radiological consequences of nuclear power plant operational atmospheric releases. *Journal of Environmental Radioactivity*. 100(1): 89–93. doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.11.003.

Kollmann, W. F. H.; Meyer, J. W.; Supper, R. 1992. Geoelectric surveys in determining the direction and velocity of groundwater flow, using introduced salt tracer, in *Proc. of the 6th International Symposium on Water Tracing, Karlsruhe, Germany, 1992*. Rotterdam, Balkema, 109–113,

Kovler, K. 2009. *Radiological constraints of using building materials and industrial by-products in construction*. Construction and Building Materials. 24 p.

Lebedytė, M. 2002. *Gama spinduliuotės intensyvumo pažemio ore kaitos Lietuvoje tyrimai*. Daktaro disertacija. Vilniaus Gedimino technikos universitetas. Vilnius: Technika. 103 p.

Lebedytė, M.; Butkus, D. 2001.  $^{222}\text{Rn}$  skilimo produktų gama spinduliuotės sukelta lygiavertės dozės galia pažemio ore. *Aplinkos inžinerija* IX (3): 153–157.

Leibundgut, Ch., Wernli, H.R. (1982): Zur Frage der Einspeisemengenberechnung für Fluoreszenztracer. In: Tracermethoden in der Hydrologie Tagungsbericht des 4. SUWT – Inter- nationale Fachtagung über die Anwendung von Tracermethoden in der Hydrologie, Bern, Leibundgut, Ch., Weingartner, R. (eds.). *Beiträge zur Geologie der Schweiz – Hydrologie* 28 (1): 119–131.

Lyakhova, O. N.; Lukashenko, S. N.; Mulgin, S. I.; Zhdanov, S. V. 2013. Tritium as an indicator of venues for nuclear tests. *Journal of Environmental Radioactivity* 124: 13–21.



HN 73:2001 Pagrindinės radiacinės saugos normos (Žin., 2002, Nr. 11–388).

*Lietuvos valstybinė mokslo programa: „Atominė energetika ir aplinka“*. 1997. Mokslinių ataskaitų rinkinys 1993–1997. Vilnius. 421 p.

Livingston, H. G.; Povines, P. P. 2002. Anthropogenic marine radioactivity. *Ocean & Coastal Management* 43: 689–712.

Lu, J.; Huang, Y.; Li, F.; Wang, L.; Li, S.; Hsia, Y. 2006. The investigation of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  background radiation levels in soil and plant around Tianwan NPP, China. *Journal of Environmental Radioactivity* 90(2): 89–99.

Lubytė, J.; Antanaitis, A.; Staugaitis, G. 2007. Natūralių radionuklidų savitasis aktyvumas augalinėje produkcijoje, dirvožemyje ir trąšose. *Žemdirbystė* 94(2): 36–48.

Luckner, L.; Schestakow, V. 1986. Migrationsprozesse in Boden und Grundwasserbereich. Leipzig.

Lujanienė, G. 2006. Kinetics of Cs sorption to clay minerals. *Lithuanian Journal of Physics* 46(3): 375–382.

Lujanienė, G.; Byčėnienė, S.; Povinec, P. P.; Gera, M. 2012. Radionuclides from the Fukushima accident in the air over Lithuania: measurement and modelling approaches. *Journal of Environmental Radioactivity* 114: 71–80.

Lust, M.; Realo, E. 2012. Assessment of natural radiation exposure from building materials in Estonia, *Physics* 61(2): 107–112.

MacKenzie, A. B. 2000. Environmental radioactivity: experience from the 20th century - trends and issues for the 21st century. *Science of the Total Environment* 249: 313–329.

Malathi, J.; Selvasekarapandian, S.; Brahmanandhan, G. M.; Meenakshisundaram, V.; Mathiyarsu, R. 2005. Study of radionuclide distribution around Kudankulam nuclear power plant site (Agastheeswaram taluk of Kanyakumari district, India), *Radiation Protection Dosimetry* 113 (4): 415–420.

Marpeau, F.; Saad, M. 2010. 3D simulation of radionuclide transport in porous media, *Numerical Methods in Fluids* 64(1): 44–70.

Marcinkevičius V. 1995. Ataskaita už atliktą geologinę hidrogeologinę ir inžinerinę – geologinę nuotrauką Ignalinos IA rajone, Lietuvos ir Baltarusijos Respublikos teritorijoje ir papildomų geologinių – hidrogeologinių ir inžinerinių-geologinių sąlygų ištyrimas latvijos Respublikos teritorijoje (Drūkšių objektas), Vilnius.

Marquardt, D. A. 1963. An algorithm for least-squares estimation of nonlinear parameters, *Journal on Applied Mathematics* 11(2): 431–441.

Mastauskas, A.; Morkūnas, G.; Žiliukas, J. 2008. Optimization of Radiation Protection in Diagnostic Radiology. Strengthening Radiation Protection Worldwide: *Abstracts of the 12th International Congress of the International Radiation Protection Association*, 19–24 October, 2008, Buenos Aires, Argentina. 238–239.

Maloszewski, P.; Wachniew, P.; Czuprynski, P. 2006. Study of hydraulic parameters in hetero- geneous gravel beds: Constructed wetland in Nowa Słupia (Poland). *Journal of Hydrology* 331: 630–642.

McCarthy, J. F.; Howard, K.M.; McKay, L. D. 2000. Effect of pH on Sorption and Transport of Fluorobenzoic Acid Ground Water Tracers, *Journal of Environmental Quality* 29: 1806–1813.

MacDougall D.; Crummett W.B. 1980. Guidelines for data acquisition and data quality evaluation in environmental chemistry, *Analytic Chemistry* 52: 2242–2249.

Maloszewski, P.; Wachniew, P.; Czuprynski, P. 2006. Study of hydraulic parameters in heterogeneous gravel beds: Constructed wetland in Nowa Słupia (Poland), *Journal of Hydrology* 331: 630–642.

Maloszewski, P.; Maciejjewski, S.; Stumpp, C.; Stichler, W.; Trimborn, P.; Klotz, D. 2006: Modelling of water flow through typical Bavarian Soils (Germany): 2. Environmental deuterium transport, *Hydrological Sciences Journal* 51(2): 298–313.

Maréchal, J. C.; Vouillamoza, J. M.; Kumara, M. S. M.; Dewandel, B. 2010. Estimating aquifer thickness using multiple pumping tests, *Hydrogeology Journal* 18(8):1787–1796. doi: 10.1007/s10040-010-0664-3.

Mažeika J.; Gudelis A.; Jasiulionis R.1998.; Erdviniai technogeninių radionuklidų Ignalinos AE rajono dirvožemiuose pasiskirstymai ir jų geofizinis įvertinimas. *Aplinkos inžinerija* 6: 7–11.

Mickevičius, D. 1998. *Chemijos analizės metodai* 1. Vilnius: Žiburio leidykla. 287 p.

Milanovi, P. 1981. *Karst hydrogeology*. Water Resources Publications. Colorado, Littleton. 276 p.

Monna, F.; Oort, F.; Hubert, P.; Dominik, J.; Bolte, J.; Loizeau, J. L.; Labanowski, J.; Lamri, J.; Petit, C.; Le Roux, G.; Chateau, C. 2009. Modeling of <sup>137</sup>Cs migration in soils using an 80-year soil archive: role of fertilizers and agricultural amendments, *Journal of Environmental Radioactivity* 100(1): 9–16.

Mujahid, S. A.; Hussain, S. 2011. Measurement of natural radioactivity from soil samples of Sind, Pakistan. *Radiation Protection Dosimetry* 145(4): 351–355.

Muhammad, B. G.; Jaafar, M. S.; Azhar, A. R.; Akpa, T. C. 2011. Measurement of <sup>222</sup>Rn activity concentration in domestic water sources in Penang, Northern Peninsular Malaysia. *Radiation Protection Dosimetry* 144: 239–240.

Mull, D.S.; Liebermann, T.D.; Smoot, J. L.; Woosley, L. H. 1988. Application of dye-tracing techniques for determining solute transport characteristics of ground water in karst terranes. Report, EPA904/688-001. Atlanta, Georgia: Environmental Protection Agency. 103 p.

Murphy, S.; Ouellon, T.; Ballard, J. M.; Lefebvre, R.; Clark, I. D. 2011. Tritium-helium groundwater age used to constrain a groundwater flow model of a valley-fill aquifer contaminated with trichloroethylene (Quebec, Canada), *Hydrogeology Journal* 19 (1): 195–207.

Nakanishi, T.; Zheng, J.; Aono, T.; Yamada, M.; Kusakabe, M. 2011. Vertical distributions of  $^{99}\text{Tc}$  and the  $^{99}\text{Tc}/^{137}\text{Cs}$  activity ratio in the coastal water off Aomori, Japan. *Journal of Environmental Radioactivity* 102 (8): 774-779.

Nedveckaitė, T.; Filistovič, V.; Marciulionienė, D.; Prokoptchuk, N.; Plukienė, R.; Gudelis, A.; Remeikis, V.; Yankovich, T.; Beresford, N. A. 2011. Background and anthropogenic radionuclide derived dose rates to freshwater ecosystem – Nuclear power plant cooling pond – Reference organisms. *Journal of Environmental Radioactivity* 102(8): 788–795.

Nimis P. L. 1996. Radiocesium in plants of forest ecosystems. *Studia geobotanica* 15: 3-49.

*Nuclear power plant information, IAEA*. 2005. [Žiūrėta 2013–10–21]. Prieiga per internetą: [www.iaea.org/cgi-bin/db.page.pl/pris.oprconst.htm](http://www.iaea.org/cgi-bin/db.page.pl/pris.oprconst.htm).

NISA, 2011. [Žiūrėta 2013–12–11]. Prieiga per internetą: <http://www.nisa.meti.go.jp/>.

Okeyode, I. C.; Farai, I. P. 2007. Measurement of activity concentrations of natural radionuclides in the topsoil of IITA Ibadan by gamma-ray spectrometry, *Journal of Radiological Protection* 27(3): 3–14.

Parriaux, A.; Liskay, M., Mueller, I.; Valle, G. 1988. Guide Pratique Pour L'usage des Tracers artificiels en Hydrologie et ecologie. GEOLEP- Report-1988-001. Lausanne: Swiss Geological Society. 48 p.

Parks, B. 1997. [Žiūrėta 2012–09–11]. Prieiga per internetą: <http://www.sc.doe.gov/sc-80/cap88/tritium.html>.

Patiris, D. L.; Papathanassiou. 2010. Underwater in situ measurements of radionuclides in selected submarine groundwater springs, Mediterranean Sea, *Radiation Protection Dosimetry*: 142(2-4): 273–281.

Pečiulienė, M. 2006. *Gamtinės jonizuojančios spinduliuotės antropogeninių pokyčių tyrimas ir įvertinimas*. Daktaro disertacija. Vilniaus Gedimino technikos universitetas. Vilnius: Technika. 148 p.

Pilkytė, L. 2006. *Radionuklidų savitojo aktyvumo statybinėse medžiagose Lietuvoje eksperimentinis tyrimas, jų sukeltos apšvitos modeliavimas*. Daktaro disertacija. Vilniaus Gedimino technikos universitetas. Vilnius: Technika. 157 p.

Pliopaitė, I.; Bataitienė; Butkus, D. 2010. Journal of environmental engineering and landscape management. Investigation of  $^{137}\text{Cs}$  and  $^{90}\text{Sr}$  transfer from sandy soil to scots pine (*Pinus Sylvestris* L.) rings. 281–287.

Poveikio aplinkai vertinimo ataskaita. 2009. Nauja atominė elektrinė Lietuvoje. Vilnius: Pöry Energy Oy; Lietuvos energetikos institutas. 284–287.

Projekto „Įvertinti valstybės įmonės Ignalinos atominės elektrinės aušinimo baseino, tai yra Drūkšių ežero, radioekologinę ir ekotoksikologinę būklę, prognozuoti radionuklidų jonizuojančiosios spinduliuotės poveikį florai ir faunai elektrinei veikiant ir nutraukus jos eksploatavimą ir atlikti elektrinės aplinkos (sausumos floros, faunos, dirvožemio, gruntinio vandens, maisto, oro, išorinės apšvitos dozės) kompleksinius radiologinius

tyrimus siekiant nustatyti apšvitos poveikį žmonėms ir aplinkai Ignalinos atominės elektrinės regione“ ataskaita. 2007. Vilnius: Fizikos institutas, Radiacinės saugos centras, Geologijos ir geografijos institutas, Botanikos institutas. 1–251.

Potencialių naujos AE žemės sklypų užterštumo radionuklidais tyrimų ataskaita. 2009. Vilnius: Radiacinės saugos centras, 1–32.

Rantz, S. E. 1982. *Measurement and computation of streamflow: Measurement of stage and discharge*. Geological Survey Water-Supply Paper. United States. 175 p.

Radiacinis saugos centras. [Žiūrėta 2011-01-02]. Prieiga per internetą: <http://www.rsc.lt/index.php/pageid/314>

Righi, S.; Bruzzi, L. 2006. Natural radioactivity and radon exhalation in building materials used in Italian dwellings, *Journal of Environmental Radioactivity*. 88(2):158–170.

Ralph L. S. 2011.  $^{210}\text{Po}$  in Nevada Groundwater and Its Relation to Gross Alpha Radioactivity, *Groundwater* 49(2): 160–171.

Reeves, A. D.; Henderson, D. E.; Beven, K. J. 1998. Flow separation in undisturbed soils using multiple anionic tracers. Part 1. Analytical methods and unsteady rainfall and return flow experiments, *Hydrological Processes* 10(11): 1435–1450.

Robertson, W. D.; Cherry, J. A. 2010. Tritium as an indicator of recharge and dispersion in a groundwater system in central Ontario, *Water Resources Research* 25(6): 1097–1109. doi:10.1029/WR025i006p01097

Roberts, P. V.; Reinhard, V. M.; Hopkins, G. D.; Summers, R. S. 1981. Advection-dispersion-sorption models for simulating the transport of organic contaminants, in Proc. of the *International Conference on Ground Water Quality Research, Rice University, Houston*, 15–34.

Rumbaugh, J. O.; Rumbaugh, D. B. 2010. *Groundwater Vistas version 6*. Guide to Using. Environemntal Simulations. 213 p.

Sabir, I. H.; Torgersen, J.; Haldorson, S.; Aleström, P. 1999. DNA tracers with information capacity and high detection sensitivity tested in groundwater studies, *Hydrogeology Journal* 7: 264–272.

Schubert, M.; Brueggemann, L.; Knoeller, K.; Schirmer, M. 2011. Using radon as an environmental tracer for estimating groundwater flow velocities in single-well tests, *Water resources research* 47: 3–8.

Solomon, D. K., Cook, P.G., Sanford, W. E. 1998. Dissolved Gases in subsurface Hydrology. Isotope Tracers in Catchment Hydrology. Amsterdam, Elsevier, 291–318.

Sonkawade, R. G.; Kant, K.; Muralithar, S.; Kumar, R.; Ramola, R. C. 2008. Natural radioactivity in common building construction and radiation shielding materials, *Atmospheric Environment* 42(9): 30–42.

Scheffer, F.; Schachtshabel, P. 2008. *Lehrbuch der Bodenkunde*. 15th revised and extended edition. Springer, Heidelberg. 231 p.

Shultis J. 2002. *Fundamentals of Nuclear Science and Engineering*. New York: WRLS. 506 p. ISBN 0-8247-0834-2.

Schnegg, P. A. 2002. An inexpensive field fluorometer for hydrogeological tracer tests with three tracers and turbidity measurement, in *Groundwater and Human Development*, Bocanegra, E - Martinez, D.- Massone, H. (Eds), 1484–1488.

Singha, K.; Gorelick, S. M. 2005. Saline tracer visualized with three-dimensional electrical resistivity tomography, *Water Resources Research* 41(5): 1–13 doi:10.1029/2004WR003460.

Smart, C. C.; Karunaratne, K. C. 2002: Characterisation of fluorescence background in dye tracing, *Environmental Geology* 42: 492–498.

Sowmya, M.; Senthilkumar B.; Seshan B. R. R.; Hariharan G.; Purvaja R.; Ramkumar S.; Ramesh R. 2010. Natural radioactivity and associated dose rates in soil samples from Kalpakkam, South India, *Radiation Protection Dosimetry* 141(3): 239–247.

Stephens, D. B.; Hsu, K. C.; Prieksat, M. A.; Ankeny, M. D.; Blandford, N.; Roth, T. L.; Kelsey, J. A.; Whitworth, J. R.. 1999. A comparison of estimated and calculated effective porosity. *Hydrogeology Journal* 6: 156–165

Szabo, A. 1993. *Radioecology and Environmental protection*. Budapest: Akademia Kiado. 258 p.

Stoulos, S.; Manolopoulou, M.; Papastefanou, C. 2003. Assessment of natural radiation exposure and radon exhalation from building materials in Greece, *Journal of Environmental Radioactivity* 69(3): 225–240.

STUK. 2005. Ydinturvallisuus. Suomi ja lähialueet. Neljännesvuosiraportti 1/2005. Kirsti Tossavainen (eds.).

STUK. [Žiūrėta 2012–11–02]. Prieiga per internetą: <http://www.stuk.fi/ydinvoimalaitokset/nvr/nvr1-2006.html>

STUK. [Žiūrėta 2012–11–02]. Prieiga per internetą: <http://www.stuk.fi/julkaisut/stuk-b/stuk-b78>.

Sudicky, E. A. 2010. A natural gradient experiment on solute transport in a sand aquifer: Spatial variability of hydraulic conductivity and its role in the dispersion process, *Water Resources Research* 22(13): 2069–2082. doi:10.1029/WR022i013p02069

Sweeting, M. M. 1973. *Karst landforms*. Columbia University Press, New York. 210 p.

Derivation of activity limits for disposal of radioactive waste to near surface facilities. 2001. Working Material, Version 0.3. Austria, Viena: TATENA. 128 p.

Thabayneh, K. M., Jazzar, M. M. 2012. Natural radioactivity levels and estimation of radiation exposure in Environmental soil samples from Tulkarem Province-Palestine, *Journal of Soil Science* 2: 7–16. doi:10.4236/ojss.2012.21002

The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection. 2007. Annals of the ICRP. Oxford: ICRP. 37 p.

Thorne, M. C. 2003. Background radiation: natural and man-made, *Journal of radiological protection* 2(1): 23–29.

Tizro, A. T.; Voudouris, K. S.; Salehzade, M.; Mashayekhy, H.. 2010. Hydrogeological framework and estimation of aquifer hydraulic parameters using geoelectrical data: A case study from West Iran, *Hydrogeology Journal* 18: 917–929. doi:10.1007/s10040-010-0580-6.

Toride, N.; Leij, F. J.; Genuchten, M. T. 1999. *The CXTFIT Code for Estimating Transport Parameters from Laboratory or Field tracer Experiments*. Research Report No. 137, United States.

Tsbaris, C.; Scholten, J.; Karageorgis, A.P.; Comanducci, J. F.; Georgopoulos, D.; Liong, L.; Kwong, W.; Tuukka T.; Salonen. L. 2010. Prevention measures against radiation exposure to radon in well waters: analysis of the present situation in Finland, *Journal of Water and Health* 8(3): 500–512.

Naujos Visagino atominės elektinės statybos sklypo preliminarūs ekogeologiniai tyrimai Drūkšinių k., Visagine. 2009. Vilnius: UAB „Geotestus“.. 1–15.

VĮ Ignalinos AE teritorijos sklypo taikomieji moksliniai inžineriniai geologiniai tyrimai naujos atominės elektrinės statybai. II tyrimų etapas. 2006. Kaunas: UAB „Hidroprojekta“, UAB „Artva“ ir UAB „Grotā“.

VĮ IAE pagrindinio komplekso poveikio požeminiam vandeniui monitoringo ataskaita už 2006–2011 m. ir programa 2012–2016 metams. Vilnius: UAB „Sweco Lietuva“.

VĮ IAE pagrindinio komplekso 2001-2005 m. požeminio vandens monitoringo ataskaita. 2006. Vilnius: UAB „Sweco BKG“.

Požeminio vandens monitoringo IAE panaudoto branduolinio kuro (B1) kietų radioaktyvių atliekų tvarkymo komplekso (B34) statybos aikštelės aplinkoje iki saugyklos eksploatacijos pradžios programa, I tomas. 2008. Vilnius: UAB „Vilniaus hidrogeologija“.

Umar, A. M., Onimisi, M. Y., Jonah, S. A. 2012. Baseline Measurements of Natural Radioactivity in Soil, Vegetation and Water in the Industrial District of the Federal Capital Territory (FCT) Abuja, Nigeria, *British Journal of Applied Science & technology* 2(3): 266–274.

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic radiation. 2000. Report to the General Assembly. United Nations. New York, 654. [Žiūrėta 2013-11-19]. Prieiga per internetą: [www.uncear.org/docs/reports/anexb.pdf](http://www.uncear.org/docs/reports/anexb.pdf)

United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Effects and risk of ionizing radiation. *UNSCEAR report*, New York, 1998. 647 p.

Exposures from natural radiation sources. 1997. Report. Vienna: UNSCEAR. 60 p.

Ionizing Radiation: Sources and Biological effects, Report of the General Assembly with Scientific Annexes. 1982. New York: UNSCEAR. 773 p.

Effects. 2000. Report to Atomic Radiation. New York: UNSCEAR. 566 p.

Sources and effects of ionizing radiation. 2008. Report of the General Assembly with Scientific Annexes. New York: UNSCEAR. 97 p.

*Use of Isotopes for Analyses of Flow and Transport Dynamics in Groundwater Systems, CD-ROM, IAEA-UIAGS/CD, 02-00131.* Vienna: IAEA. 156 p.

Valkovic, V. 2002. Radioactivity in the Environment, Elsevier.

Valstybės žinios. 2011. Valstybinės atominės energetikos saugos inspekcijos viršininko įsakymas Nr. 118-5599 Dėl branduolinės saugos reikalavimų BSR-1.9.1-2011 „Radionuklidų išmetimo į aplinką iš branduolinės energetikos objektų normos ir reikalavimai radionuklidų išmetimo į aplinką planui“ patvirtinimo.

Wang, J. S.; Yang, Z. F.; Li, S. S.; Wang, Z. M. 2001. Environmental impact of radionuclide migration in groundwater from a low-intermediate level radioactive waste repository, *Journal of environmental sciences* 13(2): 180–184.

Wang, Z.; Lu, J.; Wu, L.; Jury, W.A. 2002: Visualizing Preferential Flow Paths using Ammonium Carbonate and a pH Indicator, *Soil Science Society of America Journal* 66: 347–351.

Wang, Z.; He, J.; Du, Y.; He, Y.; Li, Z.; Chen, Z.; Yang C. 2012. Natural and artificial radionuclide measurements and radioactivity assessment of soil samples in eastern Sichuan province (China), *Radiation Protection Dosimetry* 150(3): 391–397.

Wassermann, M. A.; Rochedo, E. R. R.; Ferreira, A. C.; Conti, C. C.; Viana, A. G.; Bartoly, F.; Wasserman, J. C.; Perez, D. V. 2006. Plant uptake processes related with the geochemical behaviour of radionuclides in Brazilian soil M.A., in *Proceeding of a Final Research Coordination Meeting Organized by the Joint FAO/IAEA Programme of nuclear Techniques in Food and Agriculture and Held in Chania, Crete* 22–26 September 2003, 39–50.

Watson, A.J.; Ledwell, J.R. 2000. Oceanographic tracer release experiments using sulfur hex- fluoride, *Journal of Geophysical Research* 105 (C6): 14325–14337.

Winkelmann, I.; Fields, D. E. 1990. Monitoring of atmospheric radionuclide releases from German nuclear power plants, *Journal of Radiological Protection* 10(10): 279–287.

Guidelines for Drinking-water Quality. 2008. Third edition incorporating the first and second addenda. Vol 1. Recommendations. Geneva.

Wright, K. E.; Hull; L. C. 2004. An Evaluation of Tracers for Use in Vadose Zone Investigations at the Idaho National Engineering and Environmental Laboratory. Idaho Completion Project, Project No. 23378. Prepared for the U.S. Department of Energy

Assistant Secretary for Environmental Management under DOE Idaho Operations Office Contract.

Zellweger, G.W. 1994. Testing and comparison of four ionic tracers to measure stream flow loss by multiple tracer injection, *Hydrological Processes* 8(2): 155–165.

Zheng, C. Wang, P. P. 1999. *MT3DMS: A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion and Chemical Reaction of Contaminants in Groundwater Systems*. Documentation and User's Guide. Department of Geology and Mathematics. University of Alabama.

Zhu, Y. G.; Shaw, G. Soil contamination with radionuclides and potential remediation *Chemosphere* 41: 121–128.

Zötl, J. 1974. *Karsthydrogeologie*. Vienna, 291 p.

Zvikelsky, O.; Weisbrod, N. 2006. Impact of particle size on colloid transport in discrete fractures *Water Resources Research* 42(12), 1881–1887. doi:10.1029/2006WR004873.

Гусев, Н. Г., Беляев, В. А. 1991. Радиоактивные выбросы в биосфере: справочник. Москва: Энергоатомиздат.

Гольдберг, В. М. 1987. Методические рекомендации по гидрогеологическим исследованиям и прогнозам для охраны подземных вод. Москва. 86 с.

Борзилов В. А, Бобовников Ц. И., Коноплев А. В. 2000. Формы нахождения долгоживущих радионуклидов в природных средах и их роль в процессах миграции. Атомная энергия. 165 р.

Репях, С.; Катанаева, М.; Ковалев, А.; Руденко, Л. 2000. Изучение пространственной неоднородности накопления техногенных радионуклидов в компонентах лесного биогеоценоза Красноярского края, *Сельскохозяйственная радиэкология* 51–56 р.

Вредные химические вещества. 1990. Радиоактивные вещества. Справочник, Ленинград. 463 р.

Шестаков В. М. *Динамика подземных вод*. МГУ, 1973. 328 р.

Шеглов, А. И., Цвенова, О. Б. 2004. Основные закономерности сезонной и многолетней динамик накопления  $^{137}\text{Cs}$  и  $^{90}\text{Sr}$  в древесине. *Радиационная диология. Радиэкология* 44(6):113–117.



---

# Autoriaus mokslinių publikacijų disertacijos tema sąrašas

## Straipsniai recenzuojamuose mokslo žurnaluose

Cidzikienė, V. 2011. Lygiavertės dozės galios potencialioje planuojamos atominės elektrinės aikštelėje analizė ir rezultatų interpretacija. *Jaunųjų mokslininkų darbai* 2 (31): 104–109. ISSN: 1648–8776.

Cidzikienė, V.; Girgždienė, R. 2014a. Influence of Refill Soil and Building Material Equivalent ose Rate on New Nuclear Power Plant Sites. *Environmental Engineering and Management Journal* 13 (2): 259–264. ISSN: 1843–3707. [Citav. rod.: 1,117].

Cidzikienė, V.; Jakimavičiūtė-Masalienė, V.; Girgždienė, R.; Mažeika, J.; Petrošius, R. 2014b. Assesment of Tritium Activity in Groundwater at the Nuclear Objects Sites in Lithuania. *International Journal of Nuclear Energy* 2014: 1–13.



---

# Summary in English

## Introduction

### Formulation of the problem

With the emergence of nuclear energy, artificial radionuclides have become one of the factors of the underground water pollution. The local sources of radioactive contamination are the companies handling and processing nuclear fuel, especially those with insufficient attention paid to the liquid effluent treatment, while nuclear weapon tests in the atmosphere have become water pollution sources on a global scale. Accidents at nuclear power plants shall be attributed to the global scale sources. For example, Chernobyl and Fukushima NPP accidents contaminated the environment with radionuclides not only locally but globally as well.

In the countries with nuclear energy, safety issues are of particular concern. In addressing these issues, considerable focus is laid on the underground water quality, as groundwater radionuclide migration may pose a risk to both the environment and human health. The time now is rich in mathematical modelling tools to predict the transfer of the water and its impurities, but often there remains a question of model calibration and precise determination of hydro-geological parameters according to the experimental data, especially when considering prognostic scenarios for the objects still planned to be built.

In the planned NPP site, there is debris (at up to 10 m depth) remaining from the previous INPP performance, which is close to the groundwater, therefore, it is important

to identify the radionuclide activity, especially of  $^{137}\text{Cs}$ , in the construction debris and evaluate its influence on groundwater.

### **Relevance of the Thesis**

Release of radionuclides to the environment is a pressing issue in all the nuclear-power cycle chains. The largest amounts of radionuclides entered the environment during the accident at Chernobyl in 1986 as well as tsunami-caused accident at Fukushima NPP in 2011. The scientific literature indicates that in order to ensure the safety of nuclear facilities – nuclear power plants, radioactive waste disposal, and so on – it is very important to explore and assess the area conditions, carry out environment monitoring, and make predictive assessments (Cadin *et al.* 2010, Winkelmann *et al.* 1990) when designing, constructing, and operating them.

In Lithuania, it is planned to build the NPP next to the previously used INPP, spent fuel storage facility, planned short-lived low and intermediate level radioactive waste repository, therefore, it is particularly important to explore the natural environment, including the geological one, by means of reliable and accurate methods.

In this work, the following hydro-geological parameters were determined by a tracer method under the field conditions: the actual water flow speed and direction, environmental dispersiveness, and effective porosity. The obtained data has been evaluated creating a FEFLOW programme prognostic model of radionuclide transfer with the underground water. When dealing with nuclear safety objectives, it will be possible to use the hydro-geological data and results of the prognostic parameters of radionuclide transfer modelling.

The planned NPP site contains the residue construction debris (at up to 10 m depth); therefore, it is important to assess the potential debris contamination with radionuclides and their impact on the underground water.

### **The Object of Research**

Research object – radionuclide migration and the factors affecting planned nuclear power plant environment.

### **The Aim of the Thesis**

The aim of this work is to assess the radionuclide dispersion in the planned NPP site after revising the parameters of the groundwater flows.

### **The Objectives of the Thesis**

In order to achieve a result, the following tasks must be investigated:

1. To analyze the the natural and hydrogeological conditions of the planned NPP environment.
2. To customize the tracer methodology in order to determine the hydro-geological parameters (water flow direction and speed, environmental dispersing, and effective porosity) in the planned NPP site.
3. To apply the FEFLOW mathematical model adapted to the Lithuanian natural geological and hydro-geological conditions in the planned NPP environment using the

water level variation data for calibration and hydro-geological parameters obtained during research for model adjustment.

4. To determine radionuclides ( $^3\text{H}$ ,  $^{14}\text{C}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) in the construction debris and assess the possible influence to the radioecological state and overall radionuclide migration at planned NPP.

### **Methods of Research**

Simulation and experimental investigation were applied in this work. The paper applies indicator method to identify the hydrogeological parameters. The experimental investigation have been performed using fluorimetric tests and chemical analysis. Tritium specific activity was assessed by liquid scintillation counting beta spectrometry. Building material volumetric activity was determined by gamma spectrometer. Groundwater flow and radionuclide transport modeling program FEFLOW was used in this work. Water flow velocity and dispersion coefficient was calculated with CXTFIT program.

### **Scientific Novelty of the Thesis**

On the basis of engineering geological and hydro-geological studies, a model of the migration of radionuclides in groundwater has been created and verified using NaBr and uranine markers. Tested in direct experimental studies, this model can be used for predicting the radionuclide dispersion in groundwater.

### **Practical Significance of Achieved Results**

Using a fluorescent tracer (Uranine) and salt (NaBr), the hydro-geological parameters have been determined in the planned NPP territory. The obtained parameters were used for prognosis of the tritium underground water flow. The results of the hydro-geological research both from the scientific and practical point of view are important when evaluating the suitability of the planned NPP sites in terms of radio-ecology and addressing the challenges of nuclear safety.

The research results can be used in the proposed NPP pre-design work as well as follow-up performance (construction, operation, and so on.)

### **Defended Statements**

1. In the aquifer of the planned NPP territory that is 60 m away from a surface water body and up to 20 meters deep, the average coefficient of variance is  $2.79 \cdot 10^{-8} - 2.91 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2/\text{d}$  in the autumn period, the effective porosity of the soil varies in the range of 0.1 to 0.43, the tested groundwater speed is in the range of 6–10 m/d, and the water flow direction is to the NW, towards the Drūkšų Lake.
2. The construction debris formed after the dismantling of the third block of Ignalina NPP and existing in the new NPP site territory does not have a direct impact on the radio-ecological state of the environment and for general radionuclide migration in the territory at the planned NPP.
3. After 10 years, the maximum activity of tritium in groundwater 60 meters away from the hypothetical reactor will reach 100 Bq / l and in the water head - 0.5

Bq/l assuming the FEFLOW model conditions that tritium releases from the reactor are  $3,41 \cdot 10^5$  Bq/m<sup>3</sup> /d and its direct access to the geo-sphere is going without protection barriers.

### Approval of the Research Results

Three scientific articles were published on the dissertation topic: one of them was published in the science journals included in the database of ISI WEB of Science, one in the database of DOAJ, and one in the database of IndexCopernicus.

Ten reports of the topic of the dissertation were published in the local and international conferences:

- Conferences of young scientists: “*Science – Future of Lithuania*” 2011-2013, Vilnius (Lithuania);
- Conference of young scientists: „*Research of Physical Sciences and Technology*” 2012, Vilnius (Lithuania);
- International conference: “*VII Krakowska Konferencja Młodych Uczonych*” 2012, Krokow (Poland);
- International conference: “*17th International Scientific Conference "Eco-Balt 2012"* 2012, Riga (Latvia);
- International conference: “*14th EuCheMS International Conference on Chemistry and the Environment*” 2013, Barcelona (Spain);
- International conference: “*Environmental Engineering*” 2014, Vilnius (Lithuania);
- International conference: “*Seventh International Conference on Tracers and Tracing Methods*” 2014, Marrakesh (Marocco).
- International conference: “*The second international Conference on Radiation and Dosimetry in Various Fields of Research*” 2014, Niš (Serbia).

### The Structure of the Dissertation

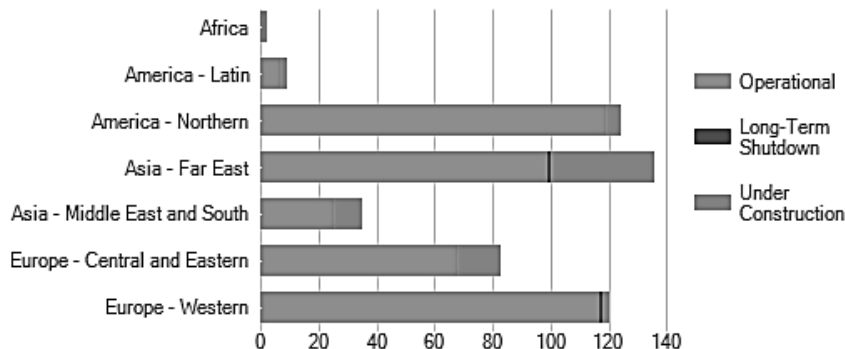
The dissertation consists of introduction, three chapters, general conclusions and list of references. The total scope of the dissertation – 191 pages, 57 equations, 86 figures, 33 tables and 225 references.

## 1. Natural and Artificial Radionuclides at Nuclear Power Plant Area

This chapter provides an overview of the main radionuclide formation sources and describes which radionuclides are formed in the nuclear facility environments. A detailed description is given to the tracer methods used for the evaluation of the hydro-geological parameters (the water flow direction, material transfer speed, dispersion coefficient, etc.). The chapter analyzes the previous NPP impact on the environment.

In the world, nuclear power has been developed over more than a half century starting in 1942, when the Italian physicist E.Fermi in Chicago (USA) managed the

nuclear fission chain reaction. Since then, the era of nuclear technology development (Grinyer, 2010) has begun. According to TATENA data (2014), 30 countries of the world operate 435 nuclear reactors, 72 are under construction, and 2 – suspended for a longer period (Figure S1).



**Fig. S1.** Regional Distribution of Nuclear Power Plants (TATENA, 2014)

The radiation background in the nuclear power plant environments is continuously monitored. The average annual exposure of a person is just 2-3 mSv. The average annual Lithuanian citizen exposure is 2.63 mSv. This figure includes medical diagnostic procedures – 0.55 mSv (about 21%), radioactive radon gas in the indoor air – about 1 mSv (~ 38%), radionuclides in the soil and air – about 0.7 mSv (~ 27%), radionuclides in food – 0.2 mSv (about 8%), and radionuclides in drinking water - up to 0,1 mSv (~ 4%). The remaining 2 % of the annual exposure are from other sources. For example, radionuclides released into the environment from nuclear facilities during normal operation do not exceed 0.001 mSv (0.04 %) per annum, whereas a passenger experiences exposure of about 0.025 mSv (IAEA 2003, Lebedytė, 2002) during a popular flight by plane from Vilnius to London and back.

The analysis of literature showed that the greatest influence on the migration of radionuclides in groundwater results from radionuclides decay constant, sorption coefficient, and soil permeability. To determine the hydro-geological parameters in Lithuania, quantitative detection methods (e.g.: pumping) are commonly used. The tracer method is carried out under natural conditions and the results are fairly accurate, but require a lot of experimental field work.

The made analysis of the scientific literature has shown that the soil is one of the most important parts of the radionuclide migration chain. Migration of radionuclides in the soil depends on their parent rock type and genetic characteristics, texture, organic matter content, soil acidity (pH), anthropogenic load (local and regional), and other soil chemical and physical properties. The most dangerous radionuclides in the soil are  $^{90}\text{Sr}$  and  $^{137}\text{Cs}$ . The measured radionuclides specific activities ( $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{60}\text{Co}$ , and others) in the soil in the planned NPP territory and its vicinity (NPP area) are close to the rest of Lithuania and do not exceed the background. Therefore, additional soil tests are inappropriate.

Having analysed the scientific-technical literature, it has been determined that the choice of the computer software for modelling the groundwater filtration and migration processes is quite wide. For the work, the FEFLOW mathematical modelling program was chosen to simulate the underground water radionuclide transfer, which allows modelling the underground water filtration as well as materials dissolved in water and radionuclide migration.

Analysis of the scientific literature has revealed that the increased natural radionuclide specific activities are in construction materials manufactured from the raw materials mined in radiological active regions. Therefore, it is appropriate to research in the work the construction material residues remaining after the INPP performance in the planned NPP site and assess their impact on the investigated groundwater.

## **2. Research Methodology of Radionuclide Activity and Migration Modelling**

The chapter presents the measurement methods, applied devices, their operating principle, and research area.

To assess the processes of impurity transfer with groundwater and parameters (dispersion, effective porosity, water flow speed and direction) in the proposed NPP territory, the tracer methodology using Uranine and salt (NaBr) was selected. These materials are cheap, easily measurable, and non-toxic to the environment, whereas taking water samples is easy.

Research of Uranine fluorescence in samples was carried out at the Chemistry and Bioengineering Laboratory of Vilnius Gediminas Technical University. Fluorescence can be measured in two types of spectrometers, i.e. tools, in which filters (fluorimetric) or monochromators are used to identify the spectrum of light. The fluorescent tracer (Uranine) was measured by a fluorimetre, as due to an easier measurement a greater lighting is peculiar, lower material amounts are determined by it. Variations of the fluorescent intensity of Uranine used in research were measured at 485 nm excitation and 513 nm fluorescence wavelengths. Accuracy is  $\pm 0.5$  nm; wave repeatability  $\pm 0.25$  nm.

The chemical analysis was carried out using the DIONEX ICS-5000 ion chromatography system, which allowed determining salt (NaBr) in analyte Br. The measurements were taken at the Hydro Geochemistry Laboratory of the Hydrogeology and Engineering Geology Department of the Faculty of Natural Science of Vilnius University.

The experimental tritium volumetric activity in water was determined by the liquid scintillation beta spectrometry method; when testing the rain water samples enriched with electrolytic tritium, the measurement accuracy is  $\pm$  TU without enrichment and with enrichment –  $\pm 0.8$  TU.



The construction debris sample activity was measured by the gamma spectrometry system (CANBERRA) with the semiconductor HPGe detector (resolution 2 keV, efficiency 15%).

To create a water flow and radionuclide transfer model, the FEFLOW mathematical modelling program was chosen, because this program allows solving stationary or non-stationary flows of water challenges as well as predicting the flow of water and transfer of impurities in geosphere.

### **3. Radionuclide Activity and Migration at Planned Nuclear Power Plant Site**

The chapter provides an overview of the proposed NPP territory (geological, climatic, and other conditions) and results of the hydro-geological tracer-determined parameters.

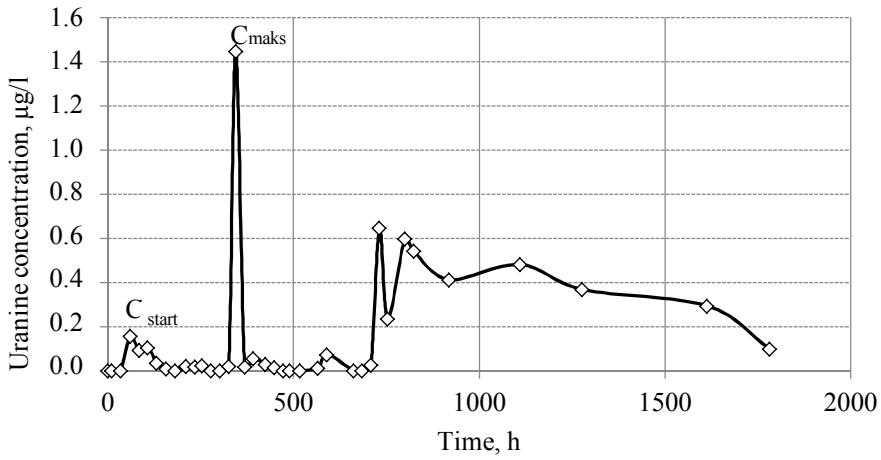
Before carrying out the experimental work with tracers, well pumping tests were performed. In time of the pumping tests, the obtained speeds of both systems were similar and varied in the range of 0.256 to 0.735 m /d. The predicted time of the tracer dispersion in the first drilling system between the injection and closest observation wells, where the distance is 6 meters, is 8.25 days, while in the second – 9.59 days, where the distance between the injection and observation wells is about 7 meters. The data was used when predicting the tracer migration time and duration.

The tracer method has determined the actual speed of the tested underground water flow, underground hydraulic connection between the water and its relation to surface water, underground water flow path, communicating and non-communicating flow systems in slotted rocks, and so on. It has been found that the material transfer in the underground water in the investigated part of the planned NPP site is much faster than previously expected (in time of pumping). Carrying out the research, it has been found that higher levels of Uranine occur due to changes in weather conditions (heavy rain) (Figure S2).

The result shows that the concentration of Uranine is directly dependent on the water level fluctuations, i.e. Uranine concentrations are higher, when the water level is higher from the ground (Figure S3).

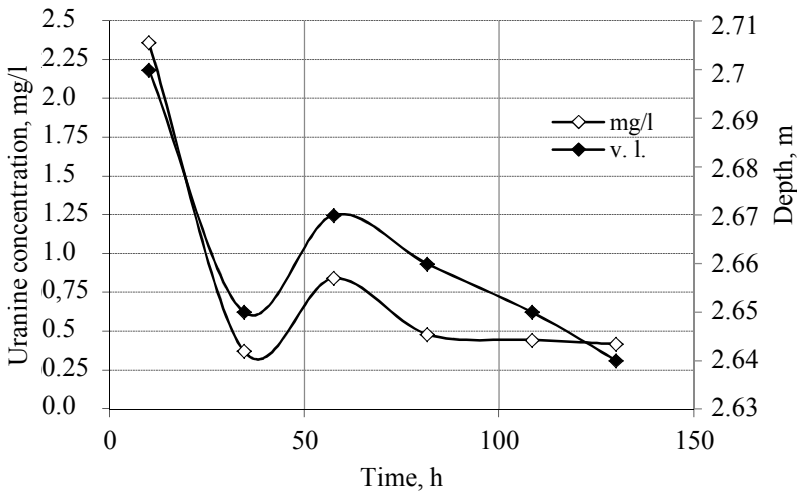
During the experiment, a higher average water flow speed in system I was determined (about 10 m/d) compared with the second system, even though both systems are located at a short distance from each other (about 470 m). The obtained results could be explained by complex hydrogeological conditions of the planned NPP territory (with bulk soil) as well as natural soil amendments carried out during Ignalina third block construction. Uranine concentration jumps were observed in the test boreholes that could be explained by changing hydro-geological conditions, i.e. a heterogeneous aquifer.

In both systems, effective porosity ( $n_e$ ) was calculated. In system I, average effective porosity ( $n_e$ ) was 0.26 and in system II wells – 0.29.



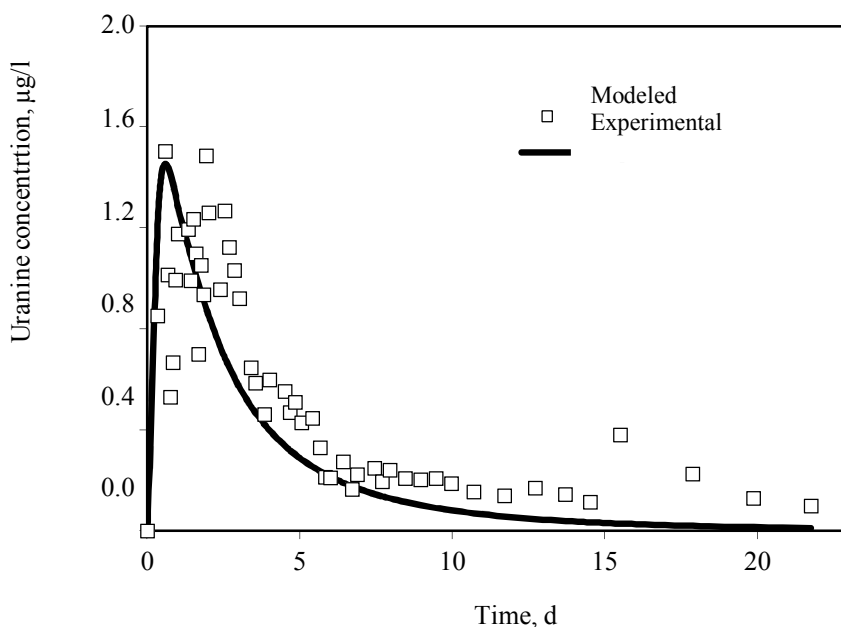
**Fig. S2.** Variation of uranine concentration in groundwater (well No. S1-5)

The CXTFIT computer program calculated the average dispersion coefficient, which is equal to  $2.85 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2/\text{d}$ . With large underground water speeds, material transfer takes place by means of convection while dispersion process does not matter to material transfer.



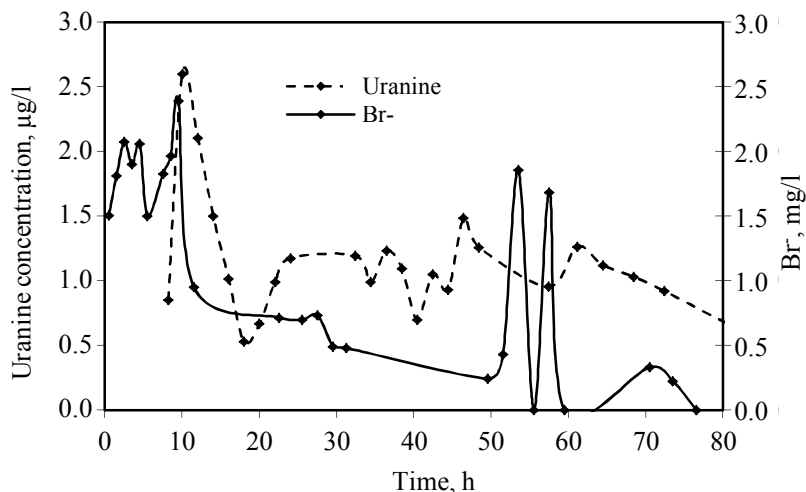
**Fig. S3.** Uranine concentration and water level changes during experiment (well No. S1-3)

The scope of the tracer (Uranine) dispersion in the underground water was modelled by means of a CXTFIT computer program. The results obtained through modelling were compared with the experimental (tracer) ones. It has been noted that the derived values are similar; in some observational boreholes a slight delay in the experimental results was identified, which could be caused by accepting the same aquifer effective porosity (0.3) for all observational wells, when modelling. Through the tracer (Uranine) experiments, effective porosity was calculated separately for each borehole. The fact that the modelling and experimental results are similar or slightly different indicates to the result accuracy and reliability (Figure S4).



**Fig. S4.** Comparison of simulation and experimental data (well No. S1-1)

In order to find out whether the experimental results obtained with Uranine were random and caused by the current hydro-geological and meteorological conditions, the experiment was repeated with the other salt (NaBr). The results have shown that Uranine and Br ions dispersion is similar. The analysis shows that the jumps in the material (Uranine and Br<sup>-</sup>) transfer determined in both experiment cases may have been set due to the heterogeneous composition of the soil of the aquifer (Figure S5).



**Fig. S5.** Comparison of results of uranine and bromide concentrations in groundwater (well No.S1-1)

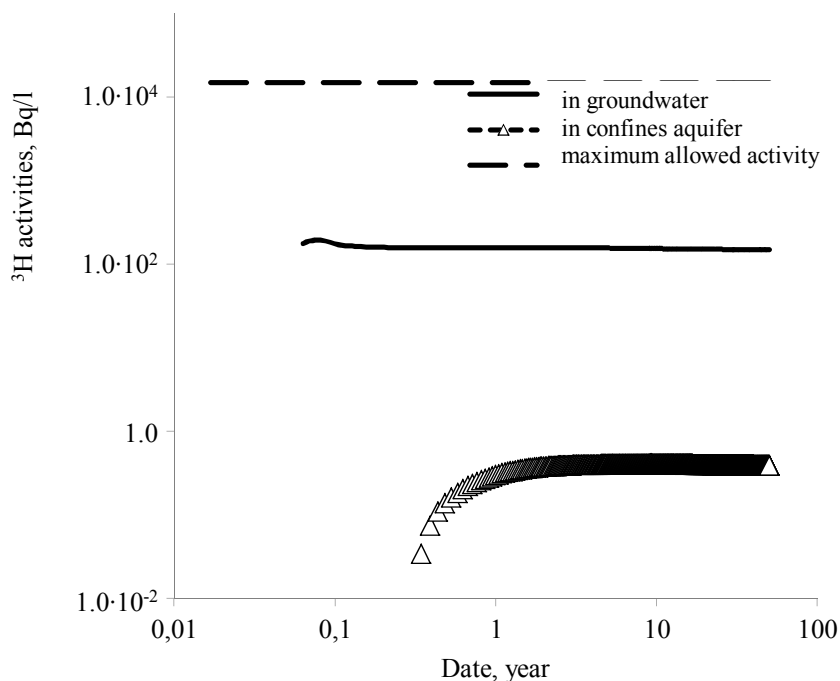
The material transfer jumps could be affected by seasonality (rain water) and fluctuations of the surface water level also.

Seeking to assess the debris remaining from the previous INPP performance and potential impacts on the underground water, natural and artificial radionuclide ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{232}\text{Th}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) specific activities in the construction debris residues were measured. The studied specific activities of radionuclides fluctuated as follows:  $^{40}\text{K}$  from 350 to 500 Bq/kg,  $^{226}\text{Ra}$  from 13 to 14.5 Bq/kg, and  $^{232}\text{Th}$  from 2 to 3 Bq/kg while  $^{137}\text{Cs}$  specific activity was below the detection limit of the device. The specific activities of radionuclides determined in the planned NPP site are similar to the research results that were obtained in Lithuania and abroad. The research data shows that the construction debris does not adversely affect the radioecological state of the planned NPP.

As the busiest radionuclide in the aquatic environment, tritium is the assessment indicator of NPP reliability and stability (Lyakhova *et al.* 2013). Tritium volumetric activity was measured in groundwater of the planned NPP territory as well as ground and water head aquifer. During the experiment, it was observed that higher tritium volumetric activities were determined in the boreholes arranged in the aquifer. In groundwater, tritium volumetric activity varied in the range of 0.8 to 1.8 Bq/l and in the water head - from 0.01 to 1.31 Bq/l. A higher tritium volumetric activity in groundwater might result from precipitation entering groundwater. When comparing groundwater and water head tritium volumetric activities (Bq/l) with the permissible limit values set out in Lithuanian Hygiene Standard HN24: 2003 „Drinking water safety and quality requirements“, tritium did not exceed the permitted (100 Bq/l) tritium volumetric activity. The determined tritium volumetric activities are similar to those determined in the INPP and Stabatiškės territories. Similar tritium concentrations are found in other

Lithuanian cities. It can be argued that the measured  $^3\text{H}$  volumetric activity in groundwater of the planned NPP is of natural origin and free from artificial tritium, which could arise from the previously operated Ignalina NPP performance.

The FEFLOW programme modelled transfer with the underground water flows for three radionuclides ( $^3\text{H}$ ;  $^{14}\text{C}$  ir  $^{137}\text{Cs}$ ). For the analysis of the radionuclide dispersion in the proposed NPP site, mobile radionuclides of different physical and chemical properties were selected. Tritium was selected as a highly mobile radionuclide, which first migrates from the reactor to the environment: it easily gets to the aeration zone and migrates with the underground water and is attributed to non-sorbing radionuclides (Figure S6).  $^{137}\text{Cs}$  is attributed to short-lived radionuclides and  $^{14}\text{C}$  – to long-lived ones. According to the sorption properties,  $^{14}\text{C}$  is attributed to low-sorbing radionuclides and  $^{137}\text{Cs}$  – to sorbing ones. The FEFLOW modelling computer programme determined that, 10 years after the reactor startup, the maximum predicted tritium activities in the supervised borehole, which was located 60 m away from the pollution sources, in groundwater would be 100 Bq/l and in confined aquifer – 0.5 Bq/l (Maximum allowed tritium activity –  $1.5 \cdot 10^4$  B /l).



**Fig. S6.** Variation of tritium activity in groundwater and confined aquifer at planned nuclear power plant site

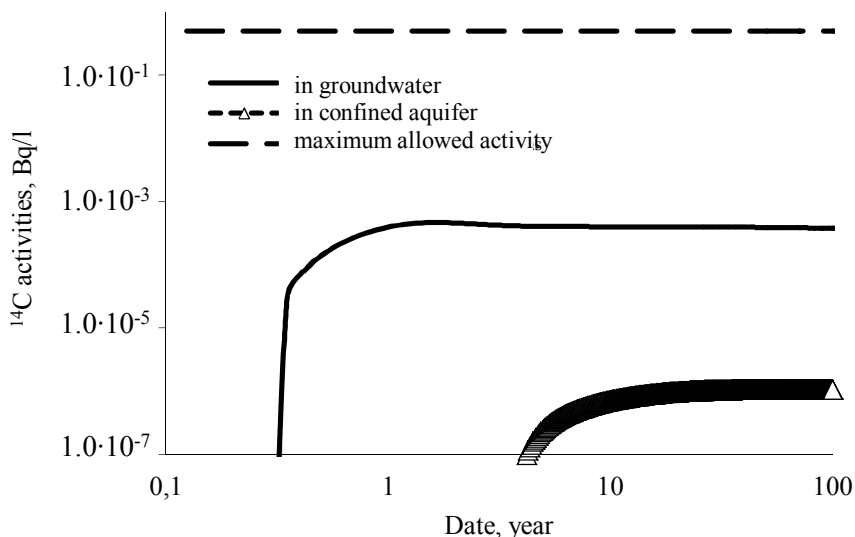


Fig. S7. Variation of  $^{14}\text{C}$  in groundwater and confined aquifer at planned nuclear power plant site

The highest  $^{137}\text{Cs}$  activity would reach 0.1 Bq/l in groundwater and confined aquifer –  $1.0 \cdot 10^{-6}$  Bq/l after 10 years (maximum allowed activity – 21 Bq/l).

## General Conclusions

1. Having analysed the scientific literature, it has been found that the greatest migration of radionuclides in groundwater is affected by the radioactive decay constant, sorption coefficient, and soil permeability.  $^3\text{H}$  interaction with geosphere and its migration with underground water is also important.
2. The analysis of the scientific literature has revealed that, in a number of countries (Switzerland, Germany, USA, etc.), the tracer method is used for determining hydro-geological parameters in situ without destructing the rock structure and without prejudice to the natural geological environment, which leads to more accurate experimental results. This is a new area in the field of nuclear facilities and, that is why, the tracer method was selected for this work to determine the hydro-geological parameters in the proposed NPP site.
3. It has been found that the fluorescent material (Uranine) and salt (NaBr) are reliable markers in the tracer experimental studies as markers are non-toxic to the environment, easily measurable in the laboratory, chemical and physical processes are of little effect and inexpensive while Uranine measuring concentration is very low (about 0.5 ng/l).
4. The same radionuclide transfer and water flow direction in groundwater in the proposed NPP site has been determined both by the studies (pumping and

tracer) and FEFLOW programme of mathematical modelling - the highest transfer of radio nuclides with groundwater is predicted in the NW direction and the lower one – in the NE direction towards the Drūkščių Lake; therefore, it can be said that both research and simulation programme are suitable to forecast the radionuclide and water flow transfer.

5. The average dispersion coefficient of  $2,85 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2/\text{d}$  determined by means of the CXTFIT simulation programme in up to 20 meters deep aquifer shows high water speeds while the effective soil porosity (0,10–0,43) determined by the tracer method shows a difference in the texture of the same aquifer.
6. When studying the dependence of tritium concentration on the absolute water level, it was observed that with the fall of groundwater levels,  $^3\text{H}$  concentration activity was reducing as well, which means that with rain getting into groundwater the  $^3\text{H}$  concentration activity increases.
7. When comparing  $^3\text{H}$  concentrations in precipitation and groundwater, it was found that damping was very low (0.2 %, the average – 1.18 Bq / l) and during the summer period –  $^3\text{H}$  concentrations (up to 1.42 Bq/l) were slightly higher (0.7 %). In the construction debris (up to 10 m deep) remaining from the previous INPP performance, the identified natural and artificial radionuclide specific activity does not adversely affect the radio-ecological condition of the planned NPP site. Therefore, when constructing the NPP, it is not necessary to remove this debris from the planned NP site.
8. When modelling radionuclide ( $^{14}\text{C}$ ,  $^3\text{H}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ) dissemination in the planned NPP site, it was found that the greatest prognostic activity of  $^3\text{H}$  in 10 years would reach 100 Bq/l in groundwater and 0,5 Bq/l in the water head. The prognostic  $^{14}\text{C}$  activity is about  $10^3$  times lower against the predicted  $^3\text{H}$  activity while only traces of  $^{137}\text{Cs}$  are found. The radionuclide activity in groundwater can be even  $10^5$  times higher than in the water head.





---

## Priedai

**A priedas.** Bendraautorių sutikimai teikti publikacijų medžiagą disertacijoje

**B priedas.** Autoriaus mokslinių publikacijų disertacijos tema kopijos

<sup>1</sup>Priedai pateikiami pridėtoje kompaktinėje plokštelėje

Vigilija CIDZIKIENĖ

RADIONUKLIDŲ SKLAIDOS TYRIMAI IR VERTINIMAS  
PLANUOJAMOS ATOMINĖS ELEKTRINĖS APLINKOJE

Daktaro disertacija

Technologijos mokslai,  
Aplinkos inžinerija (04T)

INVESTIGATIONS AND EVALUATION OF RADIONUCLIDE MIGRATION AT  
PLANNED NEW NUCLEAR POWER PLANT SITE

Doctoral Dissertation

Technological Sciences,  
Environmental Engineering (04T)

2014 12 05. 17,5 sp. l. Tiražas 20 egz.  
Vilniaus Gedimino technikos universiteto  
leidykla „Technika“,  
Saulėtekio al. 11, 10223 Vilnius,  
<http://leidykla.vgtu.lt>  
Spausdino UAB „Baltijos kopija“  
Kareivių g. 13B, 09109 Vilnius